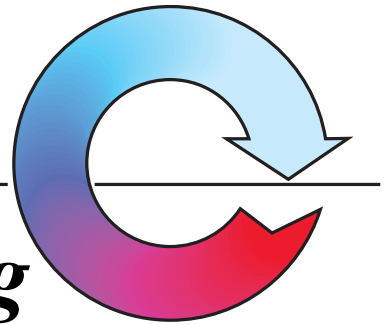


# Materialien

*zur Altlastensanierung  
und zum Bodenschutz*



*Maßnahmen zur Minderung von Bodenerosion  
und Stoffabtrag von Ackerflächen*

Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz  
Band 19

## **Maßnahmen zur Minderung von Bodenerosion und Stoffabtrag von Ackerflächen**

Abschlussbericht des NRW-Verbundvorhabens  
“Boden- und Stoffabtrag von Ackerflächen  
- Ausmaß und Minderungsstrategien“

**Erarbeitet vom**  
Ingenieurbüro **Feldwisch**  
**Bergisch Gladbach**

Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen  
Essen 2004

## 0 Impressum

Der vorliegende Materialienband basiert auf dem Abschlußbericht des NRW-Verbundvorhabens „Boden- und Stoffabtrag von ackerbaulich genutzten Flächen – Ausmaß und Minderungsstrategien“, das in einzelnen Teilprojekten vom Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, dem Institut für Bodenkunde der Universität Bonn, dem Fachbereich Agrarwirtschaft der Fachhochschule Südwestfalen und dem Ingenieurbüro Feldwisch in den Jahren 1996 bis 2003 durchgeführt wurde.

Die zusammenfassende Darstellung und Auswertung des Verbundvorhabens wurde im Auftrag des Landesumweltamtes durch das **Ingenieurbüro Feldwisch (Bergisch Gladbach)** durchgeführt.

**Herausgeber:** **Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen**

**Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (LUA NRW)**  
Wallneyer Straße 6 \* D-45133 Essen  
Telefon (02 01) 79 95-0 \* Telefax (02 01) 79 95-14 48  
e-mail: [poststelle@lua.nrw.de](mailto:poststelle@lua.nrw.de)  
**Essen 2004**

**ISSN** **1432-3575**

Nachdruck – auch auszugsweise – ist nur unter Quellenangaben und Überlassung von Belegexemplaren nach vorheriger Zustimmung des Herausgebers gestattet. Die Verwendung für Werbezwecke ist grundsätzlich untersagt.

---

Informationsdienste: **Umweltdaten aus NRW** (Aktuelle Luftqualität, Pegeldata online, Hochwassermeldungen, etc.) sowie **Fachinformationen:**

- Internet unter [www.landesumweltamt.nrw.de](http://www.landesumweltamt.nrw.de)

Aktuelle Luftqualitätswerte:

- Telefonansagedienst (02 01) 1 97 00
- WDR-Videotext (3. Fernsehprogramm, Tafeln 177 bis 179)

Bereitschaftsdienst: Nachrichtenbereitschaftszentrale des LUA NRW (24-Std.-Dienst):  
Telefon (0201) 71 44 88

## 1 Vorwort

Bodenerosion durch Wasser tritt insbesondere auf geneigten Flächen mit ackerbaulicher Nutzung in Mittelgebirgslagen relativ häufig auf. Der Bodenabtrag führt auf den betroffenen Flächen zur Verminderung der Bodenfruchtbarkeit sowie seiner ökologischen Funktionen als Filter und Puffer in Stoffkreisläufen oder als Wasserspeicher. Das abgetragene Bodenmaterial verursacht Beeinträchtigungen auf benachbarten Flächen oder in Gewässern, die oft mit großem Aufwand beseitigt werden müssen. Die mit dem Bodenmaterial mitgeführten Nährstoffe und Pflanzenschutzmittel können zudem Beeinträchtigungen in angrenzenden Gewässern oder auf naturnahen Flächen auslösen.

Der Erosionsschutz ist daher ein Vollzugsschwerpunkt in der landwirtschaftlichen Beratung und der Bodenschutzverwaltung. Als Grundlage dienen landesweite Auswertungen zur Erosionsgefährdung, die vom Geologischen Dienst Nordrhein-Westfalen flächendeckend auf einer CD-ROM bereit gestellt werden. Für die Beurteilung konkreter Einzelfälle ist ein Geoinformationssystem zum „Erosionsmanagement in der Landwirtschaft“ (EMIL) entwickelt worden. Grundlagen für die Beratung zur Guten fachlichen Praxis nach § 17 Bundes-Bodenschutzgesetz sind vom Bundes-Landwirtschaftsministerium veröffentlicht worden. Zur Konkretisierung der Vorgaben des Bodenschutzrechts zur Gefahrenbeurteilung laufen Arbeiten auf Bund/Länderebene. Möglichkeiten zur rechtlichen Umsetzung erosionsmindernder Maßnahmen sind in einem Leitfaden zur Ausweisung von Bodenschutzgebieten enthalten. Erosionsschutz kann außerdem im Rahmen von Agrarumweltmaßnahmen gefördert werden.

Die vorliegende Arbeitshilfe ergänzt diese Instrumente und zeigt auf der Grundlage wissenschaftlicher Untersuchungen Maßnahmenkonzepte zur Minderung der Bodenerosion auf und gibt fachliche Hinweise zu deren Anwendungsbereichen. Sie basiert auf einem Verbundvorhaben des Landesumweltamtes, der Universität Bonn und der Fachhochschule Südwestfalen, das durch das Ingenieurbüro Feldwisch begleitet wurde. Dabei wurde insbesondere die Wirksamkeit von Mulch- und Direktsaatverfahren sowie von Filterstreifen zur Rückhaltung von Bodenmaterial und mit dem Wasser transportierten Stoffen nachgewiesen. Die Untersuchungen haben außerdem gezeigt, dass mit der konservierenden Bodenbearbeitung auch eine erhebliche Verminderung des Oberflächenwasserabflusses erreicht und damit ein Beitrag zum Hochwasserschutz geleistet werden kann. Auf dieser Grundlage entwickelte Erosionsschutzstrategien werden auf betrieblicher Ebene im Rahmen von Leitbetrieben in die landwirtschaftliche Praxis umgesetzt.

Allen Beteiligten an den Untersuchungsvorhaben und der Erstellung dieser Schrift gilt mein Dank für die geleistete Arbeit.

Bärbel Höhn  
Ministerin für Umwelt und Naturschutz,  
Landwirtschaft und Verbraucherschutz  
des Landes Nordrhein-Westfalen

Dr. Harald Irmer  
Präsident des  
Landesumweltamtes  
Nordrhein-Westfalen



## Inhaltsverzeichnis

0	Impressum.....	2
1	Vorwort.....	3
2	Kurzfassung.....	14
3	Einleitung.....	15
4	Einflussfaktoren des Boden- und Stoffabtrags .....	17
4.1	Standörtliche Einflussfaktoren .....	19
4.1.1	Geologie.....	19
4.1.2	Böden.....	21
4.1.3	Topografie .....	24
4.1.4	Klima .....	26
4.1.5	Filterstreifen.....	30
4.2	Nutzungsbedingte Einflussfaktoren.....	31
4.2.1	Bodenbearbeitung / Fruchtfolgegestaltung .....	31
4.2.2	Düngung.....	39
4.2.3	Pflanzenschutz .....	41
4.3	Physikalisch-chemische Stoffeigenschaften.....	45
4.3.1	Nährstoffe.....	45
4.3.2	Pflanzenschutzmittel.....	45
4.4	Austragspfade .....	48
4.4.1	Oberflächenabfluss / Bodenabtrag (Erosion) .....	48
4.4.2	Drän- / Zwischenabfluss .....	52
4.4.2.1	Nährstoffe.....	52
4.4.2.2	Pflanzenschutzmittel.....	55
5	Ergebnisse der Teilprojekte .....	70
5.1	Teilprojekt 1 „Ausmaß des Boden- und Stoffaustrags von Ackerflächen“.....	72
5.1.1	Zielsetzungen .....	72
5.1.2	Standort und Methoden .....	72
5.1.3	Ergebnisse .....	79
5.1.4	Zusammenfassung .....	92

5.2	Teilprojekt 2 „Konservierende Bodenbearbeitung als Minderungsmaßnahme“	95
5.2.1	Zielsetzungen	95
5.2.2	Standort und Methoden	95
5.2.3	Ergebnisse	101
5.2.4	Zusammenfassung	121
5.3	Teilprojekt 3 „Dränagetransport“	124
5.3.1	Zielsetzungen	124
5.3.2	Standort und Methoden	124
5.3.3	Ergebnisse	125
5.3.4	Zusammenfassung	126
5.4	Teilprojekt 4 „Stoffretention in Filterstreifen“	127
5.4.1	Zielsetzungen	127
5.4.2	Standort und Methoden	127
5.4.3	Ergebnisse	133
5.4.3.1	Ergebnisse der Parzellen ohne Filterstreifen bei natürlichen Niederschlägen	133
5.4.3.2	Ergebnisse der Parzellen mit Filterstreifen bei natürlichen Niederschlägen	144
5.4.3.3	Ergebnisse der ergänzenden Untersuchungen	147
5.4.4	Zusammenfassung	149
6	Schlussfolgerungen aus den Ergebnissen des Verbundvorhabens	152
6.1	Ergebnisse zum Abfluss sowie Boden- und Stoffaustrag	152
6.2	Ableitung eines gestuften Maßnahmenkonzeptes	154
7	Fachliche Hinweise zum Bodenschutzvollzug	160
7.1	Ursachenklärung erhöhter Boden- und Stoffausträge	160
7.2	Maßnahmen zur Vermeidung und Minderung der Boden- und Stoffausträge	163
8	Zusammenfassung	175
9	Literaturverzeichnis	179

## Abbildungsverzeichnis

Abb. 4-1:	Einflussfaktoren des Boden- und Stoffabtrags .....	18
Abb. 4-2:	Infiltrationsrate in Abhängigkeit von der Niederschlagsenergie und vom Berechnungsmodus (FOHRER 1995, Abb. 34) .....	28
Abb. 4-3:	Oberflächenabfluss und Infiltration (Summenwerte in Prozent der konventionellen Variante) bei konservierend bearbeiteten Flächen mit Mulchbedeckung im Vergleich zu konventionell bearbeiteten Flächen ohne Mulchbedeckung, differenziert nach Mulchbedeckungsgraden $\geq 30$ bzw. $< 30$ % (BERRYHILL et al. 1989) .....	33
Abb. 4-4:	Individuenzahlen und Biomasse der Regenwurmpopulationen bei unterschiedlichen Bearbeitungsverfahren einer erodierten Parabraunerde (JOSCHKO et al. 1995) .....	35
Abb. 4-5:	Artenzusammensetzung (Individuenzahlen) der Regenwurmpopulationen bei unterschiedlichen Bearbeitungsverfahren einer erodierten Parabraunerde (JOSCHKO et al. 1995) .....	35
Abb. 4-6:	Makroporenraum ( $> 1$ mm) in ungestörten Bodensäulen ( $\varnothing 10$ cm) bei konventioneller (rechts) und konservierender Bodenbearbeitung (links) in einer erodierten Parabraunerde im unteren Bereich des Ap-Horizonts (JOSCHKO et al. 1995) .....	36
Abb. 4-7:	Vertikale Druckfortpflanzung auf einer Parabraunerde (UI) bei konventioneller und konservierender Bodenbearbeitung; Befahrungen mit einmal 2,2 bzw. zweimal 1,7 t Radlast bei Wassergehalten von 27 - 31 Vol.-% (SEMMELE & HORN 1995) .....	37
Abb. 4-8:	Stickstoffkreislauf im Boden (FELDWISCH & FREDE 1998) .....	40
Abb. 4-9:	Wesentliche Einflussfaktoren auf die Bildung von Oberflächenabfluss und das Ausmaß der lateralen Boden- und Stoffausträge von landwirtschaftlich genutzten Böden .....	51
Abb. 4-10:	Gebietsabfluss von 14 Einzugsgebieten in North Carolina in Abhängigkeit vom Dränsystem und von der Regulierung des Dränabflusses (EVANS et al. 1995) .....	53
Abb. 4-11:	Jährliche Stickstofffracht im Dränabfluss von 14 Einzugsgebieten in North Carolina in Abhängigkeit vom Dränsystem und von der Regulierung des Dränabflusses (EVANS et al. 1995) .....	54
Abb. 4-12:	Jährliche Phosphorfracht im Dränabfluss von 14 Einzugsgebieten in North Carolina in Abhängigkeit vom Dränsystem und von der Regulierung des Dränabflusses (EVANS et al. 1995) .....	54
Abb. 4-13:	Gelöste Atrazinkonzentrationen im Dränabfluss nach 71,5 mm Niederschlag im Einzugsgebiet Rosemaund (HACK 1992, WILLIAMS et al. 1996) .....	62
Abb. 4-14:	Atrazingehalte im Bachabfluss nach 71,5 mm Niederschlag im Einzugsgebiet Rosemaund (HACK 1992, WILLIAMS et al. 1996) .....	63
Abb. 4-15:	Carbofuran-Ganglinie im Dränabfluss (a) bzw. Bachabfluss (b) nach 71,5 mm Niederschlag im Einzugsgebiet Rosemaund (HACK 1992, WILLIAMS et al. 1996) .....	64



Abb. 4-16:	Makroporenfluss A: Agrochemikalien werden mit dem Makroporenfluss an der Bodenmatrix vorbei in große Bodentiefen verlagert B: Agrochemikalien werden durch leichte Niederschläge in die Bodenmatrix eingewaschen, nachfolgender Makroporenfluss verlagert deutlich weniger Agrochemikalien in große Bodentiefen (nach SIMS et al. 1994).....	67
Abb. 4-17:	Wesentliche Einflussfaktoren auf die Bildung von Zwischen- und Dränabfluss und das Ausmaß der damit einhergehenden Stoffausträge von landwirtschaftlich genutzten Böden .....	68
Abb. 5-1:	Konzeptioneller Aufbau des Verbundvorhabens.....	71
Abb. 5-2:	Topografie der Versuchsfläche (markierte Fläche = untersuchte muldenförmige Hangrinne; umrandete Fläche = gesamter Ackerschlag) .....	73
Abb. 5-3:	Oberflächenrelief der Versuchsfläche Ratingen-Homburg .....	73
Abb. 5-4:	Blick vom südöstlichen Rand der Versuchsfläche Ratingen-Homburg auf die Messstation .....	74
Abb. 5-5:	Monatsniederschläge auf der Messfläche im Versuchszeitraum im Vergleich zum langjährigen Mittel nach DWD (Station Ratingen-Homburg) .....	76
Abb. 5-6:	Abweichungen der Monatsniederschläge vom langjährigen Mittel nach DWD (Station Ratingen-Homburg) auf der Messfläche im Versuchszeitraum.....	76
Abb. 5-7:	Häufigkeitsverteilung der Wiederkehrzeiten der Niederschläge im Versuchszeitraum	77
Abb. 5-8:	Summenkurven des Niederschlags und Oberflächenabflusses auf der Versuchsfläche Ratingen .....	79
Abb. 5-9:	Summenkurven der Niederschlags- und Dränabflusshöhen .....	81
Abb. 5-10:	Tageswerte der Niederschlags- und Dränabflusshöhen für die Zeitspanne 18.10. bis 18.11.1998.....	82
Abb. 5-11:	Absoluter Herbizidwirkstoffabtrag .....	85
Abb. 5-12:	Relativer Herbizidwirkstoffabtrag .....	86
Abb. 5-13:	Herbizidwirkstoffe im Dränabfluss zwischen Nov. 1997 und Sept. 1999.....	88
Abb. 5-14:	Herbizidwirkstoffe im Dränabfluss von April 2000 bis Juni 2000 .....	89
Abb. 5-15:	Kumulierte NO <sub>3</sub> -N-, NH <sub>4</sub> -N- und PO <sub>4</sub> -P-Frachten im Dränabfluss von Nov. 1997 bis Dez. 1999 .....	90
Abb. 5-16:	Summenkurve des Bodenabtrags, des Oberflächenabflusses sowie der Summe aller gelösten und partikulären PSM-Wirkstoffausträge in Ratingen-Homburg in den Untersuchungsjahren 1997 bis 2000 .....	92
Abb. 5-17:	PSM-Wirkstoffaustrag mit dem Dränabfluss des Standortes Ratingen-Homburg .....	93
Abb. 5-18:	Lage des Untersuchungsgebietes in NRW und der Versuchsfläche (V) in der Gemarkung Menzel (nach ERLACH et al. 2003) .....	95
Abb. 5-19:	Monatliche Regenniederschläge auf der Messfläche im Versuchszeitraum im Vergleich zum langjährigen Mittel .....	96

Abb. 5-20: Schema für die Anbaufläche einer Ackerkultur auf der Versuchsfläche mit Bodenbearbeitungsvarianten, Versuchsplots und Dränvlieskonstruktionen (ERLACH et al. 2003).....	98
Abb. 5-21: Schematische Darstellung der Erfassung des Zwischenabflusses mit Hilfe eines Dränvlieses (ERLACH et al. 2000).....	99
Abb. 5-22: Lageplan der Dränagen und Einzugsgebiete für den unteren Dränstrang (ERLACH et al. 2003).....	100
Abb. 5-23: Relativer Oberflächenabfluss im Vergleich zur Niederschlagshöhe.....	103
Abb. 5-24: Summenkurven für Niederschlag und Oberflächenabfluss am 22.06.1998 der Bearbeitungsvarianten im Maisanbau (ERLACH et al. 2003).....	104
Abb. 5-25: Tagesniederschläge und Dränagenabfluss bei den Bearbeitungsvarianten Pflug, Mulchsaat und Direktsaat (ERLACH et al. 2003).....	106
Abb. 5-26: Bodenabtrag von den Versuchsvarianten .....	108
Abb. 5-27: PSM-Wirkstoffaustrag aus den Maisparzellen.....	110
Abb. 5-28: PSM-Wirkstoffaustrag aus den Winterrapsparzellen.....	111
Abb. 5-29: PSM-Wirkstoffaustrag aus den Winterweizenparzellen.....	111
Abb. 5-30: Konzentration und Austrag des Maisherbizidwirkstoffes Terbutylazin in der Wasserphase der Abflussproben (Niederschlagsereignis vom 22.06.98) (ERLACH et al. 2000).....	112
Abb. 5-31: Entwicklung des Bodenbedeckungsgrades (ERLACH et al. 2003) .....	119
Abb. 5-32: Relative Abweichungen der Ernteerträge der Mulch- und Direktsaatvarianten im Vergleich zu den Erträgen der Pflugvariante.....	121
Abb. 5-33: Summenkurve der täglichen Niederschläge und Dränabflüsse der Bearbeitungsvarianten .....	125
Abb. 5-34: Versuchsanordnung der Teilprojekte 4a und 4b.....	128
Abb. 5-35: Niederschlagsverteilung im Untersuchungszeitraum (2-Wochen-Werte).....	130
Abb. 5-36: Mediane gelöste Wirkstoffkonzentrationen im Oberflächenabfluss der Parzelle ohne Filterstreifen in der 1. bis 18. Woche nach den Applikationen des Maisherbizides Stentan am 19.05.1997, 25.05.1998 und 24.05.1999 (keine Säulen: kein Abfluss in der jeweiligen Woche) (Klein et al. 2001) .....	139
Abb. 5-37: Gelöste Metolachlorkonzentrationen im Oberflächenabfluss der Parzelle ohne Filterstreifen während drei natürlicher Niederschlagsereignisse im Jahr 1999 (PSM-Applikation am 24.05.1999) (KLEIN et al. 2001) (TnA = Tage nach Applikation).....	140
Abb. 5-38: Partikuläre Pendimethalinkonzentrationen im Oberflächenabfluss der Parzelle ohne Filterstreifen während drei natürlicher Niederschlagsereignisse im Jahr 1999 (PSM-Applikation am 24.05.1999) (KLEIN et al. 2001) (TnA = Tage nach Applikation).....	140

Abb. 5-39: Oberflächenabfluss am 14.06.1997 auf der Parzelle ohne Grasfilterstreifen (oGF), mit Ackerrandstreifen (ARS) und mit 12 m langen Grasfilterstreifen (12 m-GF) (SCHMELMER & SKOWRONEK 2000) .....	144
Abb. 5-40: Austräge in gelöster und partikulärer Form (in % der Applikationsmenge der drei Versuchsjahre) der PSM-Wirkstoffe Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin in den Oberflächenabflusssuspensionen der verschiedenen Filterstreifenvarianten infolge natürlicher Niederschläge (oF = ohne Filterstreifen, ARS = Ackerrandstreifen, GF6m = mit 6 m Grasfilterstreifen, GF12m = mit 12 m Grasfilterstreifen) (KLEIN et al. 2001) .....	146
Abb. 5-41: Austräge (in kg/ha Ackerfläche) der gelösten und sedimentgebundenen Nährstoffe N, P und S sowie C in den Oberflächenabflusssuspensionen der Varianten ohne Filterstreifen (oF), mit Ackerrandstreifen (ARS), mit 6 m Grasfilterstreifen (GF6m) und mit 12 m Grasfilterstreifen (GF12m) infolge natürlicher Niederschläge beim Maisanbau (1997 - 1999) (KLEIN et al. 2001).....	146
Abb. 5-42: Anteil der Untersuchungsergebnisse zur gesättigten Wasserleitfähigkeit (Kf-Werte) an unterschiedlichen Kf-Wertklassen nach KA4 (SCHMELMER & SKOWRONEK 2000)..	147
Abb. 5-43: Entwicklung der Oberflächenabflussraten während Parzellenberegnungen am Beispiel der Versuche am 16. Juni 1999; 7 m lange Kleinparzellen ohne Grasfilterstreifen (oGF) und mit zusätzlich 3 m langem nachgeschalteten Grasfilterstreifen (GF) (SCHMELMER & SKOWRONEK 2000) .....	148
Abb. 5-44: Gelöste PSM-Wirkstoffkonzentrationen im Oberflächenabfluss der Parzelle ohne Filterstreifen bei einer künstlichen Beregnung (65 mm in 90 min) drei Tage nach der Stentan-Applikation (KLEIN et al. 2001).....	149
Abb. 6-1: Entscheidungskaskade angepasster Maßnahmen in Abhängigkeit von der Erosionsgefährdung des Standortes (FELDWISCH & MEYER-MARQUART 2002, verändert).....	155
Abb. 7-1: Ableitung von Maßnahmen .....	168

## Tabellenverzeichnis

Tab. 4-1:	Charakteristische Eigenschaften von Grundwasserleitern (SCHENK & KAUPE, zit. in SRU 1998, verändert).....	19
Tab. 4-2:	Bodeneigenschaften, die den Austrag von Pflanzenschutz-Wirkstoffen beeinflussen (nach LEONARD 1990, verändert und ergänzt).....	23
Tab. 4-3:	Regression zwischen der Hangneigung ( $\sin \alpha$ ) und der Abflusssumme $Q_{1-3}$ ( $l/m^2$ ) im Gefällebereich zwischen 1 und 7 % für drei aufeinander folgende Berechnungsläufe ( $Q_{1-3} = a + b \cdot \sin \alpha$ ) (FELDWISCH 1995).....	24
Tab. 4-4:	Einfluss der Hangneigung auf die Abflusssumme (Literaturübersicht nach MCCOOL et al. 1987).....	25
Tab. 4-5:	Witterungsfaktoren, die den Austrag von Pflanzenschutz-Wirkstoffen beeinflussen (nach LEONARD 1990, verändert und ergänzt).....	29
Tab. 4-6:	Beziehung zwischen Bodenbedeckung und Bodenabtrag <sup>1)</sup> (Feldversuche Müncheberg; FRIELINGHAUS 1996).....	31
Tab. 4-7:	Bodenabtrag, Sedimentkonzentration, Abfluss und Infiltration in Abhängigkeit von Bodenbedeckung Bodenbearbeitung (BERYHILL et al. 1989).....	32
Tab. 4-8:	Gesättigte Wasserleitfähigkeit ( $k_f \cdot 10^{-4}$ in cm/s) bei konventioneller und konservierender Bodenbearbeitung (SEMMELE & HORN 1995).....	37
Tab. 4-9:	Literaturangaben zum relativen Oberflächenabfluss in % des Nieseschlages (PRASUHN & BRAUN 1994).....	39
Tab. 4-10:	Landnutzungsfaktoren, die den Austrag von Pflanzenschutz-Wirkstoffen beeinflussen (nach LEONARD 1990, verändert und ergänzt).....	43
Tab. 4-11:	Wirkstoffeigenschaften, die den Austrag von Pflanzenschutz-Wirkstoffen beeinflussen (nach LEONARD 1990, verändert und ergänzt).....	47
Tab. 4-12:	Triazin- bzw. Metolachlorausträge im Oberflächenabfluss in Abhängigkeit vom Bearbeitungssystem und von Klärschlammanwendungsmengen nach künstlichem Niederschlag; schluffig-toniger Lehm (FOY et al. 1989).....	49
Tab. 4-13:	Trifluralin-Konzentrationen in Oberflächenabflussfallen nach Regenereignissen (WILLIAMS et al. 1996).....	50
Tab. 4-14:	Herbizidkonzentrationen (in $\mu g/l$ ) im Dränwasser eines sandigen Lehmbodens und eines schluffigen Tonbodens im Zeitraum Mai 1987 bis August 1988 (KEIM et al. 1989).....	55
Tab. 4-15:	Atrazinverluste im Zwischenabfluss von Direktsaat-Parzellen im Maisbestand (FOY & HIRANPRADIT 1989).....	59
Tab. 4-16:	Atrazinkonzentrationen in verschiedenen Bodentiefen der konventionellen bzw. Direktsaat-Varianten 5 Monate nach der Anwendung (FOY & HIRANPRADIT 1989).....	60
Tab. 5-1:	Kennzahlen der Oberflächenabflussereignisse.....	80

Tab. 5-2:	Kennzahlen der 10 größten Oberflächenabflussereignisse.....	80
Tab. 5-3:	Kennzahlen der Abtragsereignisse .....	82
Tab. 5-4:	Bodenabtrag der 10 größten Abtragsereignisse .....	83
Tab. 5-5:	Herbizid-Anwendungen im Untersuchungszeitraum.....	84
Tab. 5-6:	Geschätzter Nährstoffaustrag mit dem Oberflächenabfluss .....	87
Tab. 5-7:	Berechnete Anreicherungsfaktoren für Phosphor und Kalium.....	87
Tab. 5-8:	Nährstoffgehalte im Dränabfluss (mg/l) .....	89
Tab. 5-9:	Vergleich der Austräge des Oberflächen- und Dränagepfads .....	91
Tab. 5-10:	Vergleich der PSM-Wirkstoffkonzentrationen im Oberflächen- und Dränabfluss .....	91
Tab. 5-11:	Charakteristik der Niederschläge, die Oberflächenabfluss ausgelöst haben .....	97
Tab. 5-12:	Anzahl der Oberflächenabflussereignisse .....	101
Tab. 5-13:	Relativer Oberflächenabfluss im Verhältnis zu den Ereignisniederschlägen und den Niederschlägen der Messphasen .....	101
Tab. 5-14:	Oberflächenabflüsse der Versuchsvarianten Pflug und Mulch .....	102
Tab. 5-15:	Bodenabträge der Versuchsvarianten Pflug und Mulch .....	107
Tab. 5-16:	Kennwerte der gelösten und partikulär gebundenen Wirkstoffkonzentrationen der Versuchsvarianten .....	113
Tab. 5-17:	Absolute Nährstoffausträge der Bearbeitungsvarianten .....	114
Tab. 5-18:	Nährstoffkonzentrationen im Sediment und Oberflächenabfluss (ERLACH et al. 2003).....	115
Tab. 5-19:	Gelöste Stoffkonzentrationen im Dränabfluss.....	117
Tab. 5-20:	Zeitspanne nach Aussaat mit hoher Erosionsdisposition (Bodenbedeckung ≤ 30 %) (ERLACH et al. 2003).....	118
Tab. 5-21:	Erträge der Bearbeitungsvarianten .....	120
Tab. 5-22:	Ackerbauliche Maßnahmen und Messperioden des Teilprojektes 4 .....	129
Tab. 5-23:	Erosive Niederschläge der Maissaison 1997, 1998 und 1999 (SCHMELMER & SKOWRONEK 2000).....	131
Tab. 5-24:	Charakteristika der Niederschläge mit und ohne Oberflächenabfluss auf den Parzellen ohne Grasfilterstreifen.....	133
Tab. 5-25:	Oberflächenabfluss, mittlere Sedimentkonzentration und Bodenabtrag von den Parzellen ohne Filterstreifen und Filterstreifeneinträge (SCHMELMER & SKOWRONEK 2000) .....	136
Tab. 5-26:	PSM-Wirkstoffausträge von den Parzellen ohne Filterstreifen über den Oberflächenabflusspfad durch natürliche Niederschläge .....	137
Tab. 5-27:	Nährstoffausträge mit dem Oberflächenabfluss von Parzellen ohne Grasfilter in den Messperioden 1997 bis 1999 .....	141

Tab. 5-28: PSM-Wirkstoffausträge mit dem Zwischenabfluss ohne Grasfilter (Messstelle ZA2) in den Messperioden 1997 bis 1999.....	141
Tab. 5-29: Nährstoffausträge mit dem Zwischenabfluss ohne Grasfilter (Messstelle ZA2) in den Messperioden 1997 bis 1999.....	142
Tab. 5-30: Stoffkonzentrationen im Oberflächen- und Zwischenabfluss ausgewählter Ereignisse (KLEIN et al. 2001).....	143
Tab. 7-1: Ursachen erhöhter Oberflächenabflüsse sowie erhöhter Boden- und Stoffabträge...	161
Tab. 7-2: Mögliche Maßnahmen bei schädlichen Bodenveränderungen auf Grund von Bodenerosion durch Wasser .....	170

## 2 Kurzfassung

Zur Vertiefung der Kenntnisse zum Erosionsgeschehen in Nordrhein-Westfalen wurde vom Landesumweltamt 1996 das Verbundvorhaben „Boden- und Stoffabtrag von Ackerflächen – Ausmaß und Minderungsstrategien“ mit folgenden Zielsetzungen initiiert:

- Quantifizieren des mit Oberflächen- und Zwischen-/Dränabfluss und mit dem Bodenabtrag einhergehenden Abtrags von Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffen und Nährstoffen (Stickstoff und Phosphor) von geeigneten Ackerflächen bei praxisüblichen Bewirtschaftungsbedingungen
- Untersuchen und Bewerten der Relevanz der Eintragspfade
- Überprüfen von Maßnahmen zur Verringerung der Belastung

Die Versuche wurden unter üblichen Anbaubedingungen im Feld- (Teilprojekte 1 und 3) bzw. im Parzellenmaßstab mit Flächen  $> 100 \text{ m}^2$  (Teilprojekte 2 und 4) durchgeführt. Über Mess- und Probennahmeautomaten wurden die Abflusskomponenten Oberflächenabfluss, Dränabfluss und Zwischenabfluss erfasst. Weiterhin wurden der Bodenabtrag sowie die gelösten und partikulär gebundenen Stoffausträge gemessen. Die Messungen erfolgten in den Projekten während natürlicher, z. T. auch während künstlicher Niederschläge.

Der vorliegende Bericht fasst die Ergebnisse des Verbundvorhabens auf der Grundlage der Berichte der Teilprojekte zusammen und leitet daraus die wesentlichen Schlussfolgerungen für die Bodenschutzbehörden ab. Zudem werden fachliche Hinweise und Hilfestellungen für Vollzugsaufgaben zur Vermeidung und Reduzierung von Boden- und Stoffausträgen mit Oberflächen- und Dränabflüssen von ackerbaulich genutzten Flächen gegeben. Dazu wurden auch Ergebnisse von anderen wissenschaftlichen Untersuchungen und Veröffentlichungen herangezogen, um die Aussagen auf eine breite fachliche Basis zu stellen.

Die Ergebnisse machen deutlich, dass der Boden- und Stoffaustrag mit dem Oberflächenabfluss und mit dem Zwischen- bzw. Dränabfluss in einigen Regionen Nordrhein-Westfalens von besonderer Bedeutung ist. Mit dem abfließenden Wasser wird nicht nur Bodenmaterial auf andere Flächen oder in Gewässer verfrachtet, sondern gleichzeitig werden auch Nährstoffe und Pflanzenschutzmittel transportiert, die Fließgewässer oder angrenzende empfindliche Schutzgüter beeinträchtigen können.

Weiterhin zeigen die Untersuchungsergebnisse des Verbundvorhabens, dass für den Bodenschutz auf Ackerflächen (On-site-Bereich) mit konservierenden Bodenbearbeitungs- und Bestelltechniken ein effektives und praxistaugliches Instrumentarium zur Verminderung der Boden- und Stoffabträge zur Verfügung steht. Ergänzende Maßnahmen im Off-site-Bereich wie Filterstreifen oder Landschaftsstrukturelemente können die Boden- und Stoffeinträge weiter reduzieren. Beide Maßnahmengruppen dienen damit auch dem Gewässerschutz.

### 3 Einleitung

Böden sind vor schädlichen Veränderungen zu bewahren und ihre Funktionen im Naturhaushalt sind zu sichern oder wiederherzustellen. Vorsorge gegen nachteilige Einwirkungen auf den Boden ist dabei von jedermann zu treffen. Diesen umfassenden Schutzanspruch formuliert das Bundes-Bodenschutzgesetz in § 1 (BBodSchG). Der Schutzanspruch wird in § 8 der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) für den Bereich der Bodenerosion konkretisiert; denn hier werden Regelungen zur Abwehr schädlicher Bodenveränderungen auf Grund von Bodenerosion durch Wasser aufgeführt.

Vor dem Hintergrund dieses Schutzanspruches sind Boden- und Stoffabträge von Ackerflächen zu beurteilen. Sie können zu schädlichen Bodenveränderungen auf den Abtragsflächen selbst und zu Belastungen von oberirdischen Gewässern oder anderen Schutzgütern führen. Die Böden der Abtragsflächen werden durch Boden- und Stoffabträge in ihrer natürlichen Leistungsfähigkeit beeinträchtigt. Dies betrifft neben den natürlichen Bodenfunktionen wie der Lebensraumfunktion für Pflanzen, Tiere und Bodenorganismen, der Regler- und Speicherfunktionen für die Wasser- und Stoffkreisläufe sowie der Filter- und Pufferfunktionen insbesondere zum Schutz von Gewässern durch Stoffeinträge auch die landwirtschaftliche Produktionsfunktion des Bodens. Letzteres bedeutet, dass die landwirtschaftliche Ertragsleistung des Bodens durch Boden- und Stoffabträge reduziert wird, so dass die Landwirtschaft ein Eigeninteresse an der Vermeidung derartiger Beeinträchtigungen hat. Ist es zu Boden- und Stoffabträgen gekommen, dann können Gewässer und andere Schutzgüter durch Einträge von Bodenmaterial, Nährstoffen und Pflanzenschutzmittelwirkstoffen belastet werden. Die Folge können Störungen der Lebensgemeinschaften in Gewässern und negative Veränderungen der natürlichen Pflanzenentwicklung sein. Auch Siedlungs- und Verkehrsflächen können durch Sedimenteinträge in Mitleidenschaft gezogen werden.

Das Bodenschutzrecht enthält eine Reihe von Instrumenten zur Förderung und Verbesserung des Erosionsschutzes in der Landwirtschaft. Zunächst ist hier die gute fachliche Praxis zu nennen, mit der die Vorsorgepflichten des § 17 BBodSchG zur Vermeidung von Bodenerosion erfüllt werden können. Sie wird den Landwirten in der Beratung durch die landwirtschaftlichen Fachbehörden vermittelt und freiwillig durchgeführt. In erosionsgefährdeten Gebieten kann die Flurneuordnung einen weiteren wichtigen Beitrag zum Erosionsschutz leisten, z. B. durch Verkürzung der erosionswirksamen Hanglängen, Anlage von Schutzstreifen, dauerhafte Begrünung extrem erosionsgefährdeter Flächen und durch landeskulturelle Maßnahmen zur Vermeidung von Fremdwasserzufluss. Beide Instrumente – Beratung zur guten fachlichen Praxis und Flurneuordnung – werden in Nordrhein-Westfalen flankiert und unterstützt durch das Förderprogramm „Erosionsschutz im Ackerbau“ im Rahmen des Kulturlandschaftsprogramms. In Wasserschutzgebieten bestehen außerdem zusätzliche wasserrechtliche Möglichkeiten zum Schutz von Oberflächengewässern vor Einträgen.



Nach § 8 BBodSchV können Maßnahmen der Gefahrenabwehr angeordnet werden, wenn durch Bodenerosion schädliche Bodenveränderungen entstanden sind oder drohen, d. h. wenn die Bodenfunktionen so erheblich beeinträchtigt werden, dass damit Gefahren, erhebliche Nachteile oder erhebliche Belästigungen für den Einzelnen oder die Allgemeinheit entstehen. Die Gefahrenabwehr ist damit ein Instrument für jene Fälle, in denen die aktuelle Erosionsgefährdung auf Grund der besonderen Erosionsdisposition des Standortes und der Nutzung oder wegen der besonderen Empfindlichkeit betroffener Schutzgüter nach fachlicher und rechtlicher Beurteilung die Gefahrenschwelle überschreitet. Dies ist in der Regel nur dann der Fall, wenn Maßnahmen der Vorsorge (BMVEL 2002) nicht oder nicht im erforderlichen Umfang durchgeführt werden. Die Gefahrenabwehr bietet also die Möglichkeit unbedingt notwendige Maßnahmen letztendlich durchzusetzen, wenn die anderen Instrumente des Erosionsschutzes nicht greifen.

Eingedenk der komplexen fachlichen und rechtlichen Anforderungen an den Erosionsschutz hat das Land Nordrhein-Westfalen das Verbundvorhaben „Boden- und Stoffabträge von Ackerflächen – Ausmaß und Minderungsmaßnahmen“ gefördert. Die zwischen 1996 und 2003 durchgeführten Teilprojekte hatten folgende Zielstellungen:

- Quantifizieren des mit Oberflächen- und Zwischen-/Dränabfluss und mit dem Bodenabtrag einhergehenden Abtrags von Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffen und Nährstoffen (Stickstoff und Phosphor) von geeigneten Ackerflächen bei praxisüblichen Bewirtschaftungsbedingungen
- Untersuchen und Bewerten der Relevanz der Eintragspfade
- Überprüfen von Maßnahmen zur Verringerung der Belastung

Es wurden insgesamt 5 Teilprojekte vergeben, die jeweils die Erfassung und Bewertung folgender Aspekte zum Gegenstand hatten:

1. Ausmaß von Boden- und Stoffabtrags bei ordnungsgemäßer Landbewirtschaftung
2. Wirksamkeit von konservierender Bodenbearbeitung als Minderungsmaßnahme
3. Ausmaß von Stoffausträgen mit dem Dränabfluss
4. Wirksamkeit von Filterstreifen als Minderungsmaßnahme
5. Literaturstudie zur Bedeutung der Eintragspfade

Dieser Bericht fasst die Ergebnisse des Verbundvorhabens zusammen und leitet daraus die wesentlichen Schlussfolgerungen für die Bodenschutzbehörden ab. Zudem werden fachliche Hinweise und Hilfestellungen für Vollzugsaufgaben zur Vermeidung und Reduzierung von Boden- und Stoffausträgen mit Oberflächen- und Dränabflüssen von ackerbaulich genutzten Flächen gegeben.

## 4 Einflussfaktoren des Boden- und Stoffabtrags

Boden- und Stoffabträge werden einerseits durch die naturräumliche Ausstattung, andererseits durch die Landnutzung beeinflusst. Weiterhin wirken sich die physikalisch-chemischen Stoffeigenschaften maßgeblich auf die Abtragsmengen und die Abtragspfade aus (Abb. 4-1).

Unter der naturräumlichen Ausstattung werden hier die jeweilige Ausprägung von Geologie, Böden, Topografie und Klima verstanden; mit Hilfe dieser Faktoren wird das natürliche standörtliche Risiko des Boden- und Stoffabtrags erfasst. Beispielsweise differiert der Bodenabtrag aufgrund von Erosion durch Wasser u. a. in Abhängigkeit von der Bodenart; schluff- und feinsandreiche Böden sind zumeist deutlich erosionsgefährdeter als sandige oder tonige Böden.

Der Einfluss der Landnutzung auf diffuse Boden- und Stoffeinträge lässt sich in einem ersten Schritt anhand der Nutzungsformen einstufen. Beispielsweise lassen sich die forst- und landwirtschaftlichen Nutzungsformen in folgende Reihenfolge mit abnehmender Gefahr für Boden- und Stoffausträge bringen: Sonderkulturen > Acker > Grünland > Wald (Kahlschlag) > Forst (Plenterwirtschaft). Klein- und Hausgärten sind hinsichtlich des Austragsrisikos differenziert zu beurteilen. Reine Ziergärten mit Blumenrabatten und Strauch-/Baumvegetationsformen zeichnen sich im Regelfall durch sehr geringe Stoffausträge aus. Im Gegensatz dazu können Nutzgartenformen je nach Dünge- und Pflanzenschutzintensität erhebliche flächenspezifische Stoffausträge aufweisen.

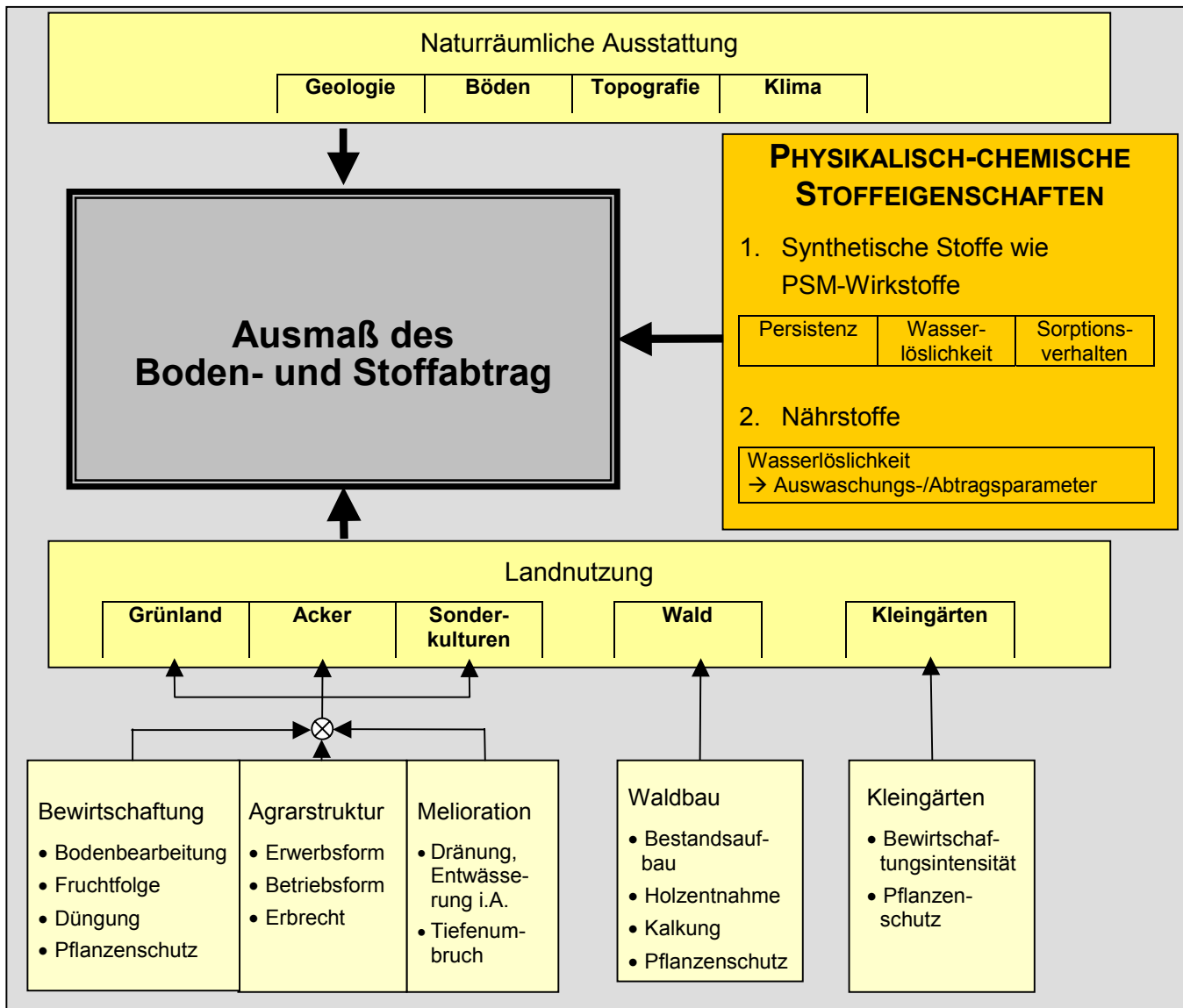
Anstelle dieser pauschalen Einstufung der Nutzungsformen bezüglich ihrer Boden- und Stoffausträge müssen jedoch die vielfältigen Einflussfaktoren berücksichtigt werden, die auf das Risiko der Boden- und Stoffverlagerung stark differenzierend wirken. Die wesentlichen Einflussgrößen sind in Abb. 4-1 den jeweiligen Nutzungsformen zugeordnet. Die Wirkungsrichtung und -stärke der Einflussfaktoren ihrerseits können durch Messwerte bzw. Faktorwerte ermittelt werden. Im Falle der Landwirtschaft werden beispielsweise Verfahrensalternativen in der Bodenbearbeitung dahingehend beurteilt, wie sie sich auf die Bildung von Oberflächenabfluss sowie auf den Boden- und Stoffabtrag auswirken.

Für den Stoffaustrag sind weiterhin die physikalisch-chemischen Stoffeigenschaften von entscheidender Bedeutung. Bei synthetischen Stoffen wie Pflanzenschutzmittelwirkstoffen werden zur Beurteilung ihres Austragsverhaltens die Parameter Persistenz, Wasserlöslichkeit und Sorptionseigenschaften herangezogen. Bei Nährstoffen reicht die Betrachtung der Wasserlöslichkeit und der Sorptionseigenschaften aus. Nährstoffe können in so genannte Auswaschungs- bzw. Abtragsparameter differenziert werden. Dabei werden die gut wasserlöslichen und nur schwach bzw. nicht sorbierten Auswaschungsparameter (z. B. Nitrat, Sulfat) werden vorwiegend in gelöster Form transportiert. Diese Stoffe unterliegen insbesondere der Verlagerung mit dem Sickerwasserstrom bis ins Grundwasser, können aber auch im Falle von Zwischen- oder Dränabflüssen schnell in oberirdische

Gewässer gelangen. Abtragsparameter wie z. B. Phosphate werden von der Bodenmatrix gut sorbiert und werden aus diesem Grund vorwiegend partikulär mit dem Bodenabtrag ausgeschwemmt.

Für das Eintragsverhalten von organischen oder synthetischen Stoffen, zu denen die PSM-Wirkstoffe überwiegend gehören, ist auch die Abbaubarkeit von entscheidender Bedeutung. Persistente, das heißt schlecht abbaubare Stoffe unterliegen länger den Verlagerungsprozessen. Neben den Stoffeigenschaften bestimmen auch die ausgebrachten Stoffmengen die Austräge; diese Einflüsse werden als Bewirtschaftungsparameter den Landnutzungseinflüssen zugeordnet.

In den folgenden Kapiteln wird ein umfassender Überblick hinsichtlich der Einflussrichtung und -größe dieser Faktoren gegeben. Im Falle der Landnutzungsfaktoren werden auch die Verfahrensalternativen zur Reduzierung der diffusen Emissionen angesprochen.



**Abb. 4-1: Einflussfaktoren des Boden- und Stoffabtrags**

## 4.1 Standörtliche Einflussfaktoren

Die naturräumliche Ausstattung des betrachteten Landschaftsausschnitts beeinflusst maßgeblich den Landschaftswasserhaushalt sowie die damit einhergehenden Boden- und Stoffausträge. Zu betrachten sind die Einflüsse der Geologie, der Böden, der Topografie, des Klimas und der Gestaltung der Gewässerrandbereiche. Bei der Beurteilung von löslichen, schwach sorbierten Stoffen, die auch über den Sickerwasserspfad verfrachtet werden – differenziert nach Zwischenabfluss bzw. Dränabfluss und Grundwasserabfluss –, sind außerdem Grundwasserflurabstände, Stauhorizonte sowie Dränflächenanteile zu berücksichtigen.

### 4.1.1 Geologie

Der geologische Aufbau hat Einfluss auf den Landschafts- und Bodenwasserhaushalt sowie auf die Bodenentwicklung und Bodeneigenschaften und trägt über diese Standortigenschaften maßgeblich zur Differenzierung der Wasser- und Stoffflüsse bei.

Boden- und Stoffausträge sowie die Pfade, an denen diese Austräge stattfinden, hängen entscheidend von Wasserflüssen ab. Der Gesamtabfluss eines Standortes, die Aufteilung des Gesamtabflusses auf die einzelnen Abflusskomponenten sowie die Regelungs- und Puffer-/Filterfunktionen eines Bodens für den Wasserhaushalt lassen sich u. a. in Verbindung mit den geologischen Verhältnissen und den daraus resultierenden Grundwasser- verhältnissen bringen (Tab. 4-1).

**Tab. 4-1: Charakteristische Eigenschaften von Grundwasserleitern (SCHENK & KAUPE, zit. in SRU 1998, verändert)**

Grundwasserleiter	Hohlräume	mittlere Fließgeschwindigkeit	Speicher- vermögen	innere Oberfläche	Puffer- / Filterleistung	Wahrscheinlichkeit für Zwischenabfluss
Porengrundwasserleiter	Porenraum	niedrig	gut	groß	hoch	gering
Kluftgrundwasserleiter	Klüfte und Spalten	abhängig von Art und Flächenanteil der Klüfte	gering	mittel bis gering	mittel bis gering	abhängig von Deckschichtmächtigkeit und Neigung
Karstgrundwasserleiter	Karstspalten und -höhlen	hoch	gering	gering	sehr gering	gering

So zeichnen sich Porengrundwasserleiter durch lange Fließwege und -zeiten aus. Des Weiteren sind das Wasserspeichervermögen und die innere Oberfläche groß. Diese Eigenschaften bewirken ein hohes Regelungs-, Puffer- und Filtervermögen. Im Gegensatz dazu weisen Karstgrundwasserleiter kurze Fließwege und -zeiten, geringe Wasserspeicherkapazitäten sowie geringe innere Oberflächen auf, so dass die Regelungs- und Puffer-/Filterleistungen dieser Standorte sehr gering sind. Kluftgrundwasserleiter nehmen je

nach Art und Flächenanteil der Hohlräume eine Zwischenstellung zwischen den beiden anderen Grundwasserleitern ein.

In Gebieten mit Kluft- und vor allem mit Karstgrundwasserleitern wirken sich die z. T. geringmächtige Überdeckung des Festgesteins und das kurze Weg-Zeit-Verhalten der Wasserflüsse in der durchwurzelten Bodenzone verschärfend auf die Stoffausträge aus. Des Weiteren ist die Wahrscheinlichkeit höher, dass über Kluftgrundwasserleitern im Gegensatz zu Porengrundwasserleitern Zwischenabfluss mit korrespondierenden diffusen Stoffausträgen auftritt.

Auch der Grundwasserflurabstand steht im Zusammenhang mit dem geologischen Aufbau. Oberflächennahe stauende Schichten führen zu geringen Grundwasserflurabständen bzw. zu Stauwasser, wodurch das Redoxpotenzial der Böden verändert wird. Das Redoxpotenzial beeinflusst maßgeblich bodenchemische und -biologische Transformationsvorgänge von Nährstoffen und PSM-Wirkstoffen (Mineralisation, Immobilisation, Denitrifikation bzw. Nitrifikation, Hydrolyse, Oxidation, Reduktion etc.; vgl. BRÜMMER et al. 1994, HANCE & FÜHR 1994, HAIDER & SCHÄFFER 2000).

Der geologische Untergrund, das Boden bildende Substrat und natürliche Prozesse können zu Grund-, Stau-, Haft- oder Hangwasser führen. Daraus resultierende Bodenvernäsungen fördern den Oberflächenabfluss und damit auch das Erosionsrisiko, weil die Wasserspeicherkapazität vermindert ist oder Hangwasser austritt.

Weiterhin trägt das Ausgangsgestein entscheidend über die Verwitterung zur Entwicklung der Bodeneigenschaften bei und damit auch zur Ausprägung der Regelungs- sowie Puffer- und Filterfunktionen der Böden, die im Zusammenhang mit Stoffausträgen besonders interessieren. So werden Bodenart, Bodenreaktion und Mineralzusammensetzung autochthoner Böden<sup>1</sup> durch das Ausgangsgestein determiniert. Die Puffer- und Filterfunktionen der Böden für Nährstoffe und PSM-Wirkstoffe werden v. a. durch Tongehalt bzw. Bodenart, Humusgehalt, pH-Wert sowie durch den Tonmineral- und Sesquioxidbestand bestimmt.

Die natürliche Nährstoffgrundlast des Gebietsabflusses wird ebenfalls durch den geologischen Aufbau beeinflusst. Diese Nährstoffgrundlast resultiert insbesondere aus der mineralischen Zusammensetzung des Ausgangsgesteins. Umgekehrt können Nährstofffrachten im Sickerwasser durch reduzierende Verhältnisse im Untergrund verringert werden.

Als natürliche Grundlast können für Phosphor ca. 0,05-0,1 kg P/(ha·Jahr) und für Stickstoff ca. 2-5 kg N/(ha·Jahr) angesetzt werden (FELDWISCH & FREDE 1998). Dies führt in Gewässern je nach Abflussspende zu Konzentrationen von kleiner 0,05 mg P/l und ca. 1-2,5 mg N/l (= ca. 4-10 mg NO<sub>3</sub>/l) (KLETT 1965, BREHM & MEIJERING 1982, SOKOLLEK et al. 1983, PETER 1988, LAWA 1995). Im Vergleich zu anthropogen bedingten Nährstoff-

---

<sup>1</sup> autochthone Böden = Böden, die aus dem anstehenden geologischen Untergrund durch bodenbildende Prozesse (Verwitterung) entstanden sind.

austragen sind die natürlichen Frachten und Konzentrationen meist sehr gering und insofern für den Naturhaushalt unproblematisch. Jedoch muss die natürliche Grundlast bei der Beurteilung der diffusen Gewässerbelastung berücksichtigt werden, um die anthropogenen Anteile an der diffusen Gesamtbelastung nicht zu überschätzen. In diesem Zusammenhang sollten die gebietsspezifischen Grundlasten herangezogen werden. So ist beispielsweise die natürliche Phosphorfracht in Basaltgebieten aufgrund des höheren P-Gehalts des Basalts im Vergleich zu Grauwacken leicht erhöht (HOFFMANN 1974).

Der Einfluss der Länge der Fließwege und -zeiten des Sickerwassers bis zum Austritt in oberirdische Gewässer kann anhand des Nitrats als Vertreter für gut wasserlösliche, schwach sorbierte Stoffe verdeutlicht werden. Kurze Fließwege und -zeiten führen in der Regel zu erhöhten Stickstoffeinträgen in Oberflächengewässer, da Transformations- und Abbauvorgänge nicht im gleichen Umfang wirksam werden können wie bei langen Fließwegen und -zeiten (WENDLAND et al. 1993).

#### 4.1.2 Böden

Umfangreiche Untersuchungen zeigen die große Bedeutung des Bodens für den möglichen Bodenabtrag und den lateralen und den vertikalen Nährstoff- und PSM-Transport. Der folgende kurze Überblick verweist auf die einschlägige Literatur; auf eine detaillierte Darstellung wird an dieser Stelle verzichtet.

Der Bodenabtrag und der laterale Stofffluss werden maßgeblich durch die Verschlammungsanfälligkeit des Bodens gesteuert. Differenzierend wirken dabei u. a. die Aggregatstabilität, die Wasserleitfähigkeit, die Rauigkeit, die Austauschbelegung sowie der Steingehalt und die Steinbedeckung (ROTH 1992, AUERSWALD 1993a, POTRATZ 1993, FOHRER 1995, GÄTH 1995, MOLLENHAUER et al. 1996, FELDWISCH 1997, KEHL 1997). Die empirische Erosionsforschung fasst die Erosionsanfälligkeit der Böden im Erodierbarkeitsfaktor der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung bzw. der Universal Soil Loss Equation zusammen (WISCHMEIER & SMITH 1978, DEUMLICH 1988, MARTIN 1988, BOTSCHKEK 1991, FELDWISCH 1995, FELDWISCH et al. 1998, SCHWERTMANN et al. 1990).

Auch die Verdichtungsempfindlichkeit und die in Folge von mechanischer Belastung funktionalen Störungen des Bodens (Abnahme des Gesamtporenvolumens, der Grobporen, der Wasser- und Luftleitfähigkeit etc.) haben Auswirkungen auf den lateralen Stofftransport (LEBERT 1989, SEMMEL 1993, BLUME et al. 1995 u. 1997). So bilden sich auf Böden mit technogenen Gefügeschäden deutlich schneller Oberflächenabflüsse, die die lateralen Boden- und Stoffabträge begünstigen.

Die biologische Aktivität eines Bodens ist das Resultat seiner physiko-chemischen Eigenschaften und der Bewirtschaftung. Der laterale Stofftransport wird sehr stark durch die biologische Aktivität beeinflusst. Biologisch hoch aktive Böden mit einem ausgeprägten biogenen Makroporensystem zeichnen sich durch hohe Infiltrationsraten und durch ein ho-

hes Wasserspeichervermögen aus, so dass der Gefahr von Bodenerosion und lateralen Stoffabträgen entgegengewirkt wird; demgegenüber führen Störungen der biologischen Aktivität zu einem erhöhten Erosionsrisiko (EHLERS 1975, KLADIVKO et al. 1986, ZACHMANN et al. 1987, EDWARDS et al. 1989, TROUT & JOHNSON 1989, ROTH & JOSCHKO 1991, FELDWISCH 1997).

Vertikale Stoffflüsse werden – stark vereinfacht – durch die gleichen Bodenparameter gesteuert wie die genannten lateralen Austräge. Allerdings wirken sich die einzelnen Bodenparameter meist mit umgekehrten Vorzeichen förderlich auf die vertikale Verlagerung aus. So zeichnen sich „leichte“ bzw. sandige Böden, die im Regelfall nicht besonders durch Wassererosion gefährdet sind (Ausnahme: feinsandige Böden), im Regelfall durch erhöhte vertikale Stoffausträge aus. Die Gefährdung durch schnelle vertikale Wasser- und Stoffflüsse kann sich beispielsweise in sehr hohen Nitratgehalten mit ausgeprägten jährlichen Schwankungen im Bereich der Grundwasseroberfläche widerspiegeln; Bewirtschaftungs- und Witterungseinflüsse lassen sich hier ohne nennenswerte zeitliche Verzögerung im Grundwasser nachweisen. Anders verhält sich die Stofftransformation in schwereren Böden: Ausgeprägtere Puffer- und Filterfunktionen (als Funktionen der multiplen Einflüsse der Textur – insbesondere des Tongehaltes, des Humusgehaltes, der Wasserspeicherkapazität etc.) bewirken eine deutliche Dämpfung der Sickerwassermenge und der Verlagerungsgeschwindigkeit. Diese Zusammenhänge werden in einfachen Verfahren zur Abschätzung des Verlagerungsrisikos genutzt (DBG 1992, FOHRMANN & OSWALD 1997).

Bei der vertikalen Verlagerung von Pflanzenschutzmitteln ist neben der Quantität auch die Qualität der organischen Substanz von großer Bedeutung. So weisen die Wirkstoffe unterschiedliche Affinitäten zu Huminsäuren oder Fulvosäuren auf, so dass je nach Humuszusammensetzung unterschiedliche Adsorptions-/Desorptionsverhältnisse auftreten können. Des Weiteren beeinflusst auch der DOC-Gehalt im Porenwasser maßgeblich die Tiefenverlagerung von Pflanzenschutzmitteln: Über den so genannten Co-Transport können selbst Stoffe, die eigentlich stark sorbiert vorliegen, schnell in große Tiefen verlagert werden. Auf die besondere Bedeutung des Preferential Flow (Makroporenflusses) ist schon hingewiesen worden (FÜHR et al. 1989, BRÜMMER et al. 1994, PRINTZ 1995, TRAUB-EBERHARD et al. 1995a+b, WILLIAMS et al. 1995 u. 1996, MINTEN 1996, STANGE et al. 1998, SCHÄFFER et al. 2003).

Im Folgenden wird eine tabellarische Übersicht der Steuergrößen des Bodens gegeben, die den Austrag speziell von PSM-Wirkstoffen bestimmen (Tab. 4-2). Die Ausführungen wurden LEONARD (1990) entnommen, verändert und durch jüngere Untersuchungen ergänzt.

**Tab. 4-2: Bodeneigenschaften, die den Austrag von Pflanzenschutz-Wirkstoffen<sup>1</sup> beeinflussen (nach LEONARD 1990, verändert und ergänzt)**

Faktoren	Erläuterungen	Ausgewählte Literatur
A. Bodentextur und Humusgehalt	Beide beeinflussen die Infiltrationsrate: Oberflächenabfluss tritt in der Regel auf feiner texturierteren und humusärmeren Böden früher und im größeren Umfang auf als auf grobtexturierteren und humusreicheren Böden. Die Zeitspanne bis zum Oberflächenabfluss nach Regenbeginn ist auf sandigem Substrat länger, so dass die Anfangskonzentrationen sinken. Des Weiteren beeinflusst die Textur die Erodierbarkeit und das Stoffanreicherungsverhältnis (Enrichment Ratio) maßgeblich. Der Humusgehalt beeinflusst die Adsorptionskapazität positiv und die Mobilität der meisten Wirkstoffe negativ, wobei die Humusqualität stark differenzierend wirkt. Preferential Flow (Makroporenfluss) tritt überwiegend in schweren Böden auf, in denen entweder biogene Makroporen stabil bleiben oder im jährlichen Wechsel zwischen Quellen und Schruppfen so genannte Schruppfrisse auftreten; biogene Makroporen – insbesondere durch Regenwürmer wie <i>Lumbricus sp.</i> – bleiben in Lehm- u. Tonböden stabil, während in Sandböden diese Poren nicht stabil sind. Schruppfrisse treten nur in tonreicheren Böden mit quellfähigen Tonmineralen auf.	WISCHMEIER & SMITH 1978, FOSTER ET AL. 1980, RAO & DAVIDSON 1980, RAWLS & BRAKENSIEK 1982, MARTIN 1988, EDWARDS ET AL. 1988, BOTSCHKEK 1991, BRÜMMER ET AL. 1994, HANCE & FÜHR 1994
B. Oberflächenverschlämmung und Dichtlagerung	Sie reduzieren die Infiltrationsrate bzw. die Wasserleitfähigkeit im Bodenprofil. Folglich nimmt die Zeitspanne bis zum Oberflächenabfluss nach Regenbeginn ab. Insofern steigen die anfänglichen Konzentrationen von (löslichen) Pestiziden.	BAKER & LAFLEN 1979, AUERSWALD 1993, POTRATZ 1993, SEMMEL & HORN 1995, SCHMELMER 2003
C. Anfänglicher Wassergehalt	Anfänglich hohe Wassergehalte des Bodens vor erosiven Niederschlägen führen meist zu früherem Abflussbeginn und höherem Abflussvolumen; insofern steigt das Risiko des lateralen Austrags von löslichen Pflanzenschutz-Wirkstoffen. Jedoch ist bei höheren Anfangswassergehalten z. T. die Sedimentkonzentration im Abfluss reduziert, da Effekte der Luftspregung unterbleiben; dies spricht für geringere Austräge von gut sorbierbaren Pestiziden.	KNISEL & BAIRD 1969, BARNETT ET AL. 1967, DAVIDSON ET AL. 1975, AUERSWALD 1993, POTRATZ 1993, GÄTH 1995, SCHMELMER 2003
D. Aggregierung und Aggregatstabilität	Gut aggregierte Böden mit hoher Aggregatstabilität sind weniger erosionsanfällig, haben höhere Infiltrationsraten und weisen insofern geringere laterale Wasser- und Stoffverluste auf.	FOSTER ET AL. 1980, AHUJA ET AL. 1981, SHARPLEY ET AL. 1981, KAINZ & WEIS 1988, FELDWISCH 1997
E. DOC-Gehalt in der Bodenlösung	PSM-Wirkstoffe können auch an lösliche organische Substanz angelagert und in Form von PSM-Lösungsvermittler-Komplexen mit dem Sickerwasserstrom verlagert werden (Co-Transport). Als pedogene organische Lösungsvermittler kommen Fulvo- und Huminsäuren aber auch niedermolekulare Verbindungen in Frage, letztere gehen v. a. aus der mikrobiellen Mineralisierung von Ernteresten hervor.	HUGGENBERGER ET AL. 1973, LANDRUM ET AL. 1984, ENFIELD ET AL. 1989, FÜHR ET AL. 1989, TEBAAY ET AL. 1992, BRÜMMER ET AL. 1994, PRINTZ 1995, MINTEN 1996
F. Bodenreaktion (pH-Wert)	Das Abbauverhalten von PSM-Wirkstoffen kann durch den pH-Wert beeinflusst werden. Zahlreiche Verbindungen werden bei niedrigerem pH-Wert langsamer abgebaut. Dies gilt möglicherweise nicht für Sulfonylharnstoffe, denn diese werden bei niedrigerem pH-Wert abiotisch hydrolysiert. Bei Wirkstoffen mit Säurecharakter bestimmt der pH-Wert maßgeblich das Sorptionsverhalten, da der pH bestimmt, ob der Stoff als Anion oder Kation vorliegt.	DUFFY ET AL. 1987, WALKER 1989, SCHWANDE ET AL. 1992

<sup>1</sup> Unter dem Begriff Pflanzenschutz-Wirkstoffe werden hier sowohl die Wirkstoffe selbst, als auch deren Metabolite zusammengefasst.



### 4.1.3 Topografie

Die große Bedeutung der Topografie für den lateralen Stofftransport, insbesondere der Hangneigung und nachrangig der Hanglänge und -form, war Gegenstand zahlreicher Untersuchungen. An dieser Stelle wird auf einschlägige Untersuchungen verwiesen, die jeweils schon umfangreiche Literaturlauswertungen beinhalten (AUERSWALD 1986, MCCOOL et al. 1987 u. 1989, FELDWISCH 1995, FELDWISCH et al. 1998).

Der Einfluss der Hangneigung auf das Abflussgeschehen wurde von der empirischen Erosionsforschung bisher eher vernachlässigt. Im Vordergrund der meisten Untersuchungen zum Topografieeinfluss auf die Erosion stand der Bodenabtrag. FELDWISCH (1995) hat für geringe Hangneigungen zwischen 1 und 7 % anhand von 180 Einzelergebnissen von 60 Parzellen auf drei Standorten keinen Einfluss des Gefälles auf die Abflusssumme nachweisen können (Tab. 4-3).

**Tab. 4-3: Regression zwischen der Hangneigung ( $\sin \alpha$ ) und der Abflusssumme  $Q_{1-3}$  ( $l/m^2$ ) im Gefällebereich zwischen 1 und 7 % für drei aufeinander folgende Beregnungsläufe ( $Q_{1-3} = a + b \cdot \sin \alpha$ ) (FELDWISCH 1995)**

Standort	L	a	b	$r^2$
<i>Wiedenf. H.</i>	1:	38.46 <sup>***</sup>	16.36	0.00
	2:	25.36 <sup>***</sup>	- 59.98	0.09
	3:	14.36 <sup>***</sup>	- 2.52	0.00
<i>Eschweiler</i>	1:	21.00 <sup>***</sup>	14.07	0.00
	2:	10.14 <sup>***</sup>	43.34	0.04
	3:	8.29 <sup>***</sup>	19.06	0.02
<i>Bourheim</i>	1:	34.90 <sup>***</sup>	- 13.60	0.01
	2:	24.75 <sup>***</sup>	31.55	0.11
	3:	14.68 <sup>***</sup>	0.02	0.00

*Erläuterungen:* L = 1. bis 3. Beregnungslauf, jeweils n = 20, 1. Lauf 60 min Beregnung, 2. Lauf 30 min Beregnung, 3. Lauf 15 min Beregnung;  $r^2$  = Bestimmtheitsmaß; \* = signifikant bei 95 % Sicherheit, \*\* = signifikant bei 99 % Sicherheit, \*\*\* = signifikant bei 99.9 % Sicherheit

Im Gegensatz dazu ergeben die Untersuchungsergebnisse anderer Autoren zum Einfluss der Hangneigung auf die Abflusssumme ein heterogenes Bild. In der Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) wird für Hangneigungen über 9 % davon ausgegangen, dass der Abfluss unabhängig vom Gefälle ist (MCCOOL et al. 1987). Für den Gefällebereich unter 9 % wird in der RUSLE keine Aussage hinsichtlich der Hangneigungs-Abfluss-Beziehung gemacht. MCCOOL et al. (1987) stellten in einer Literaturübersicht Untersuchungsergebnisse zur Beeinflussung des Abflusses durch die Hangneigung zusammen; der Gefälleeinfluss wird von den Untersuchungen sehr konträr eingeschätzt (vgl. Tab. 4-4).

Tab. 4-4: Einfluss der Hangneigung auf die Abflusssumme (Literaturübersicht nach McCool et al. 1987)

Datenquelle	Hangneigung %	Niederschlag* -	Hangneigung, ab der der Abfluss bei steigendem Gefälle konstant ist oder abfällt %
DULEY/HAYS 1932	1, 2, 4, 6	si	4
	1, 4, 8, 11	si	4
NICHOLS/SEXTON 1932	0, 5, 10, 15, 20	si	10
	0, 5, 10, 15, 20	si	15
BORST et al. 1945	3, 9, 15, 22	si	3
	3, 9, 15, 22	si	3
	3, 9, 15, 22	si	4
LACROSSE, unveröff. Daten	3, 8, 13, 18	na	18
KRUSEKOPF 1943	3.5, 6, 8.5	na	8.5
	3.5, 6, 8.5	na	3.5
DISEKER/YODER 1936	0, 5, 10, 15, 20	na	5
	0, 5, 10, 15, 20	si	5

Erläuterung: \* = na = natürlicher Niederschlag, si = simulierter Niederschlag

Zusammenfassend erscheint die Annahme gerechtfertigt, dass die Hangneigung oberhalb von ca. 4 % keinen empirisch nachweisbaren Einfluss auf die Abflussfülle hat (KARL & PORZELT 1976, SIEGERT 1978 MOLLENHAUER et al. 1985). Unterhalb von ca. 4 % Gefälle muss hingegen davon ausgegangen werden, dass ein Zusammenhang zwischen der Hangneigung und dem Abfluss bestehen kann.

In der Phase der Abflussentwicklung konnte FELDWISCH (1995) eine gefällebedingte Abflussretardation nachweisen. Diese Abflussretardation wurde durch eine Abflussverminderung und/oder eine Abflussverzögerung hervorgerufen. Anhand der Ergebnisse kann geschätzt werden, dass die gefällebedingte Abflussverringerung im untersuchten Hangneigungsbereich zwischen 1 und 7 % nur ca. 0,3 mm betrug; sie ist als Effekt der Retention im Mikrorelief zu deuten, die mit abnehmender Hangneigung ansteigt. Diese berechnete gefällebedingte Abflussverringerung durch die Retention im Mikrorelief bestätigt in der Tendenz die Untersuchungen von HELMING (1992) zum Muldenrückhalt. Im Vergleich zu anderen Untersuchungen, die den Muldenrückhalt mit Größenordnungen im Millimeter- bis Zentimeterbereich beziffern, wird von HELMING (1992) ebenfalls nur ein sehr geringer Muldenrückhalt angegeben, der im Bereich von 0,01 bis 0,3 mm liegt. Die Abflussverzögerung wird von FELDWISCH (1995) auf eine Größenordnung von ca. 1 mm geschätzt.

Im Unterschied zur Abflussfülle übt die Hangneigung einen entscheidenden Einfluss auf die Abflussgeschwindigkeit und damit auf die Transportkapazität aus. Mit zunehmendem Gefälle steigen nicht nur die Fließgeschwindigkeit und die Transportkapazität des Oberflächenabflusses an, meist nimmt auch die Gewässernetzdichte mit zunehmender Reliefenergie zu<sup>2</sup>. Insofern sind Übertritte von Oberflächenabfluss und damit verbundene Boden- und Stoffeinträge in oberirdische Gewässer in Gebieten mit hoher Reliefenergie wie im Mittel- und im Hochgebirge wahrscheinlicher als im Tiefland.

Der vertikale Stoffstrom wird je nach topografischen Verhältnissen vom lateralen Stoffstrom indirekt beeinflusst. Größere laterale Stoffverlagerungen bewirken in der Regel eine Reduzierung des vertikalen Stoffstroms. Im Sedimentations- und Versickerungsbereich kann durch lateralen Nettostoffimport die vertikale Stoffverlagerung erhöht sein. Darüber hinaus wird die vertikale Stoffverlagerung z. B. durch die Neigung stauender Schichten umgelenkt; über Zwischenabfluss und Hangwasser kann so das Weg-Zeit-Verhalten der Stoffströme aus den Böden bis in oberirdische Gewässer drastisch verkürzt werden.

Als weitere bedeutende topografische Faktoren beeinflussen die Hanglänge und die Hangform das Abfluss- und Abtragsgeschehen. Mit zunehmender Hanglänge steigt die Wahrscheinlichkeit, dass der Oberflächenabfluss in wenigen Abflussbahnen zusammenfließt. Der in Abflussbahnen konzentrierte Oberflächenabfluss zeichnet sich im Vergleich zum flächenhaften Oberflächenabfluss im Regelfall durch eine höhere Schleppkraft aus, so dass in den Abflussbahnen starke lineare Erosionsformen ausgebildet werden können. Nach empirischen Erfahrungen kann davon ausgegangen werden, dass der Oberflächenabfluss nach 100 m, spätestens nach 300 m Fließstrecke in wenigen Abflussbahnen konvergiert. Begünstigt wird das Zusammenlaufen des Oberflächenabflusses durch Hangmulden bzw. Hangrinnen. In ihnen können vermehrt lineare Erosionsformen auftreten. Deshalb werden sie als bevorzugte Abflussbahnen angesprochen. Aber auch Bearbeitungspuren können zum Konvergieren des Abflusses beitragen und sind dann durch lineare Bodenerosion gefährdet.

#### 4.1.4 Klima

Zu den klimatischen Steuergrößen von Boden- und Stoffabträgen gehören die Niederschlagsmenge, Niederschlagsintensität bzw. kinetische Niederschlagsenergie und die Klimatische Wasserbilanz. Während die Niederschlagsparameter zur Abschätzung der lateralen Wasser- und Stoffflüsse auf der Bodenoberfläche herangezogen werden, kann

---

<sup>2</sup> Dieser Zusammenhang beruht auf Wechselbeziehungen zwischen Reliefenergie einerseits und Niederschlagshöhe, Abflussspende, Abflusskonzentration (Fließzeiten), Schleppkraft des Oberflächenabflusses sowie Ausgangsgestein und dessen hydrologischen Wirkungen andererseits. In Karstgebieten wird dieser Zusammenhang nicht bzw. nur abgeschwächt beobachtet.

mit Hilfe der Klimatischen Wasserbilanz die Sickerwassermenge und folglich die vertikale Stoffverlagerung<sup>3</sup> abgeschätzt werden.

Die Bildung von Oberflächenabfluss hängt maßgeblich vom Energieimpuls des Regens ab, der seinerseits aus den oben genannten Niederschlagsparametern abgeleitet werden kann. In der empirischen Erosionsforschung wird beispielsweise der  $EI_{30}$ -Index des Niederschlags (kinetische Energie eines Niederschlags und seiner maximalen 30-Minuten-Intensität) zur Charakterisierung der Abtragsgefährdung herangezogen (WISCHMEIER & SMITH 1978, SCHWERTMANN et al. 1990). In der Prozessforschung zur Abflussbildung wird jedoch anstatt der Niederschlagsintensität die kinetische Energie bzw. Energiesumme des Niederschlags aufgrund der größeren Aussageschärfe bevorzugt, denn die Verschlämmungsdynamik und die Endinfiltrationsrate der Böden wird maßgeblich durch die kinetische Energiesumme gesteuert (u. a. ROTH 1992, FOHRER 1995, SCHRÖDER 1998).

Die große Bedeutung der Regenenergie wird deutlich, wenn der Verschlämmungsprozess detailliert betrachtet wird. So untersuchte FOHRER (1995) in Beregnungsversuchen den Einfluss von Regenpausen auf die Infiltrationsrate (Abb. 4-2). Ganz deutlich reagiert der Boden dabei auf Unterschiede im Beregnungsmodus<sup>4</sup>. Bei intermittierender Beregnung verschlämmt der Boden schon bei der 2. Teilberegnung wesentlich stärker als bei kontinuierlicher Beregnung. Nach der 2. Teilberegnung ( $\approx 620 \text{ J/m}^2$ ) liegt die Infiltrationsrate nur noch bei rund 10 mm/h, wohingegen bei der kontinuierlichen Variante bei gleicher kumulierter Niederschlagsenergie die Infiltrationsrate noch rund 20 mm/h beträgt. Auch die Endinfiltrationsraten unterscheiden sich signifikant voneinander; bei intermittierender Beregnung liegt der Wert deutlich unter 5 mm/h, während bei kontinuierlicher Beregnung noch rund 10 mm/h gemessen werden. Die Abflussbereitschaft des Bodens kann demnach bei intermittierendem Beregnungsmodus ansteigen (FOHRER 1995).

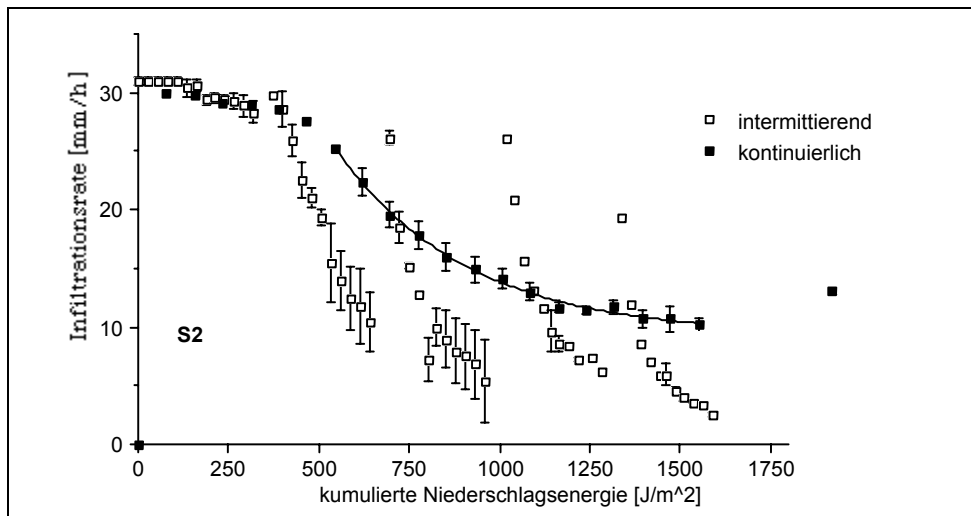
Den natürlichen Bedingungen kommt die intermittierende Beregnung am nächsten, denn auch zwischen natürlichen Niederschlägen liegen Phasen, in denen die Bodenoberfläche abtrocknen kann. Dieser Aspekt muss bei der Ableitung von Kennwerten zur Kennzeichnung der Infiltrationsdynamik berücksichtigt werden.

Neben der Niederschlagsenergie hat auch die Niederschlagsstruktur entscheidenden Einfluss auf die Abflussbildung und damit auf den lateralen Boden- und Stofftransport. So zeigen die Untersuchungen von OLLESCH (1997) und SEUFFERT et al. (1999), dass Ab-

---

<sup>3</sup> Bei der vertikalen Stoffverlagerung muss zwischen reaktiven, das heißt gut im Boden festlegbaren Stoffen und nichtreaktiven, das heißt gut wasserlöslichen Stoffen differenziert werden. Mit Hilfe der Sickerwassermenge können vereinfacht nur vertikale Austräge gut wasserlöslicher Stoffe kalkuliert werden. Die vertikale Verlagerung von im Boden durch Adsorption, Fällung etc. festlegbaren Stoffen lässt sich auf Grund der komplexen Steuermechanismen nur modellhaft abbilden. Darüber hinaus sind Transformationsprozesse während der Verlagerung zu berücksichtigen.

<sup>4</sup> Versuchsbedingungen: Regenintensität: 30 mm/h; Regendauer: 120 min (intermittierende Beregnung: 5 mal 24 min Beregnung mit jeweils 1 Woche Pause zwischen den Beregnungen); Regenhöhe: 60 mm; Regenenergie:  $1548 \text{ J/m}^2$  ( $25,8 \text{ J/[m}^2 \cdot \text{mm}]$ ); Boden: 16,7/81,0/2,2 Gew.-% Ton/Schluff/Sand, 2,14 Gew.-% Humus, V-Wert 19,1 cmol/kg, K+Na-Sättigung 4,8 % vom V-Wert.



**Abb. 4-2: Infiltrationsrate in Abhängigkeit von der Niederschlagsenergie und vom Beregnungsmodus (FOHRER 1995, Abb. 34)**

flussbildung und lateraler Stofftransport sehr stark von folgenden Niederschlagseseigenschaften abhängen (vgl. auch SCHMELMER 2003):

- Kontinuität/Diskontinuität des Niederschlagsverlaufs (die Zahl, Verteilung und Länge kurzzeitiger Pausen im Regen sowie das Verhältnis seiner Gesamtdauer zur Effektivdauer);
- Intensitätsgang (die absolute Höhe und die Dauer hochintensiver Regenimpulse sowie das Verhältnis zwischen Spitzenintensitäten und mittlerer Regenintensität);
- zeitliche Position von Intensitätsspitzen in Regenereignissen, die die Infiltrationsrate des Bodens überschreiten und die Regensumme, die nach einer ersten Intensitätsspitze noch fällt;
- räumliches Muster von zeitgleich hochintensiv und gar nicht beregneten Oberflächenabschnitten.

Vertikale Stoffverlagerungen können mit Hilfe der Klimatischen Wasserbilanz bzw. mit Hilfe der aus der Klimatischen Wasserbilanz abgeleiteten Sickerwassermenge abgeschätzt werden. Mit steigenden Sickerwassermengen gehen zunehmende Nährstoff- und PSM-Verlagerungen einher (DBG 1992, HURLE et al. 1994, BRÜMMER et al. 1994, FOHRMANN & OSWALD 1997).

Die wesentlichen Witterungseinflüsse auf die PSM-Wirkstoffausträge werden in Tab. 4-5 zusammengefasst.

**Tab. 4-5: Witterungsfaktoren, die den Austrag von Pflanzenschutz-Wirkstoffen<sup>1</sup> beeinflussen (nach LEONARD 1990, verändert und ergänzt)**

Faktoren	Erläuterungen	Ausgewählte Literatur
A. Zeitspanne zwischen Anwendung und erosivem Regen bzw. Oberflächenabfluss	<p>Höchste Wirkstoffkonzentrationen im Oberflächenabfluss treten im ersten Ereignis nach der Anwendung auf. Je kürzer die Zeitspanne zwischen Anwendung und dem Auftreten von Oberflächenabfluss ist, umso höher sind meist die Wirkstoffgehalte. Die Wirkstoffkonzentrationen und deren Verfügbarkeit auf der Boden-, Pflanzen- oder Mulchoberfläche sinken mit zunehmender Zeit nach der Anwendung ab. Niederschläge, die keinen Oberflächenabfluss auslösen, waschen schwach sorbierte Wirkstoffe in den Boden ein, so dass bei nachfolgenden erosiven Niederschlägen die Wirkstoffkonzentration und -fracht im Oberflächenabfluss niedriger ist. Jedoch wird auch von einer Zeit-Wirkstoff-Abhängigkeit der Wirkstoffkonzentration im ersten Erosionsereignis berichtet; einerseits sinken die Wirkstoffkonzentrationen im Oberflächenabfluss mit zunehmender Zeitspanne zwischen Anwendung und Oberflächenabfluss nur dann, wenn zwischenzeitlich ein messbarer Wirkstoffabbau bzw. eine messbare Wirkstoffverlagerung stattfindet. Andererseits können schwach sorbierte Stoffe mit zunehmender Zeitspanne zwischen Anwendung und Oberflächenabfluss auf Grund von Diffusionsvorgängen verstärkt in die Bodenmatrix eingebunden werden, so dass höhere Pestizidgehalte im Sediment auftreten.</p>	<p>WHITE ET AL. 1967, BRADLEY ET AL. 1972, BOVEY ET AL. 1974, TRIPLETT ET AL. 1978, BAKER &amp; JOHNSON 1979, WAUCHOPE &amp; LEONARD 1980A+B, EDWARDS ET AL. 1980, SMITH ET AL. 1983, BAKER &amp; JOHNSON 1983, ISENSEE ET AL. 1988, HALL ET AL. 1989, SHIPITALO ET AL. 1990, HAIDER 1994, SIMS ET AL. 1994, FISCHER ET AL. 1995, KLEIN ET AL. 2001</p>
B. Regenintensität	<p>Oberflächenabfluss entsteht u. a., wenn die Niederschlagsintensität die Infiltrationskapazität des Bodens überschreitet. Erhöhte Regenintensität steigert die Eintrittswahrscheinlichkeit für Oberflächenabfluss und verkürzt die Zeit bis zum Auftreten von Oberflächenabfluss. Größere Tropfenenergie und Turbulenz im Oberflächenabfluss fördern die Transportkapazität des Oberflächenabflusses und fördern die Durchmischungszone an der Bodenoberfläche, aus der Wirkstoffe in den Oberflächenabfluss aufgenommen werden können. Bei stark adsorbierten Wirkstoffen wird die Spitzenkonzentration im Sediment nur durch die Wirkstoffkonzentration an der Bodenoberfläche vor dem Ereignis determiniert, jedoch nicht durch die Niederschlagsintensität; schwach adsorbierte Wirkstoffe treten im Oberflächenabfluss bei zunehmender Regenintensität in höheren Anfangskonzentrationen auf.</p>	<p>SHARPLEY ET AL. 1981, SKAGGS &amp; KHALEEL 1982, SHARPLEY 1985A, MARTIN 1988, HAIDER 1994</p>
C. Regendauer und -höhe	<p>Sie beeinflusst positiv die Menge des Oberflächenabflusses, die von Pflanzen- oder Mulchoberflächen abgewaschene Wirkstoffmenge sowie die Versickerung von Wirkstoffen in der Bodenmatrix und/oder in Makroporen. Mit zunehmender Regendauer und -höhe sinken die Konzentrationen schwach sorbierter PSM im Oberflächenabfluss und Sediment ab. Höhere Niederschläge und folglich erhöhte Sickerwasserraten steigern die Wirkstoffausträge im Zwischen-/Dränabfluss und in das Grundwasser.</p>	<p>WHITE ET AL. 1967, BOVEY ET AL. 1974, BAKER ET AL. 1981, MARTIN 1988, BRÜMMER ET AL. 1994, HAIDER 1994, HURLE ET AL. 1994</p>
D. Zeit bis zum Oberflächenabfluss nach Regenbeginn	<p>Wirkstoffkonzentrationen steigen an, wenn sich die Zeit bis zum Oberflächenabfluss verkürzt (Ausnahme siehe unter A.). Wirkstoffkonzentrationen und -verfügbarkeit an der Boden-, Pflanzen- und Mulchoberfläche sind zu Regenbeginn höher als zu späteren Zeitpunkten.</p>	<p>BARNETT ET AL. 1967, BAILEY ET AL. 1974</p>

<sup>1</sup> Unter dem Begriff Pflanzenschutz-Wirkstoffen werden hier sowohl die Wirkstoffe als auch deren Metaboliten zusammengefasst.

#### 4.1.5 Filterstreifen

Filterstreifen können Oberflächenabfluss und den damit einhergehenden Boden- und Stoffabtrag von oberhalb liegenden landwirtschaftlichen Flächen durch Puffer- und Filtereffekte reduzieren. Dazu liegen Untersuchungsergebnisse von zahlreichen Forschergruppen vor (DILLAHA 1989, KAUNER & MANDER 1989 u. 1990, FABIS et al. 1993, BACH et al. 1994, FABIS 1995, ZILLGENS 1998, SCHMELMER 2003).

Die Filterwirkung wird wesentlich durch die Abflussverhältnisse beeinflusst. Nur wenn der Oberflächenabfluss flächenhaft als dünner Schichtabfluss in den Filterstreifen eintritt, kann eine optimale Filterwirkung beobachtet werden. Strömt der Oberflächenabfluss jedoch punktuell und mit großen Abflussraten in Filterstreifen ein, dann wird der Filterstreifen oftmals überströmt, ohne dass eine relevante Reduzierung des Oberflächenabflusses und der Boden- und Stoffeinträge eintritt (BACH et al. 1995, LUCHS et al. 1999).

Als Filterstreifen können Hecken, Raine, Feldgehölze oder Uferrandstreifen wirken. In diesen Streifen wird das Abflussgeschehen durch im Vergleich zu Ackerflächen höhere Infiltrationsraten beeinflusst. So kann Oberflächenabfluss von Ackerflächen in diesen Strukturen versickern (HACH & HÖLTL 1989). Entscheidend für das Ausmaß der Abflussdämpfung ist jedoch nicht nur die Infiltrationsrate, die zudem durch das mit dem Oberflächenabfluss eingeschwemmte Sediment und die damit einhergehenden Verstopfungen des Porensystems im Laufe eines Ereignisses stark abfallen kann, sondern auch die Infiltrationskapazität bzw. das Wasserspeichervermögen dieser Filterstreifen. Liegen die Filterstreifen auf flachgründigen Standorten mit geringem Speichervermögen, wie dies in der Realität häufig der Fall ist, dann ist ihr Einfluss auf das Abflussgeschehen geringer als auf tiefgründigen Standorten.

Die Breite der Landschaftsstrukturelemente ist ebenfalls entscheidend dafür, wie viel eintretender Oberflächenabfluss in diesen Strukturen infiltriert. Sehr schmale Strukturen werden eher überströmt als sehr breite. Dieser Zusammenhang wurde in zahlreichen Untersuchungen – vor allem im Zusammenhang mit der ökologischen Leistung von Uferrandstreifen – nachgewiesen (FABIS 1995, BARFIELD et al. 1998, SRIVASTAVA et al. 1998).

In Filterstreifen konnten anhand von verschiedenen Parzellenversuchen hohe Infiltrationsraten mit Abflussreduktionen bis zu 100 % nachgewiesen werden (DILLAHA 1989, KNAUER & MANDER 1989 u. 1990, BARFIELD et al. 1992, FABIS 1995, SCHMELMER 2003).

Wie bereits ausgeführt, entscheidet jedoch das Wasserspeichervermögen der Filterstreifen über das Ausmaß der Abflussdämpfung. Zumeist hohe Makroporenanteile in den Streifen können eine schnelle unterirdische Weiterleitung des infiltrierten Wassers ggf. bis zum oberirdischen Gewässer hervorrufen, so dass in diesen Fällen von keiner maßgeblichen Reduzierung der Abflussmenge ausgegangen werden kann. Zu bedenken ist weiterhin, dass insbesondere Uferrandstreifen häufig auf potenziell zur Wassersättigung nei-

genden Standorten angetroffen werden und insofern zumeist von keiner nennenswerten Wasserspeicherkapazität im Ereignisfall ausgegangen werden kann.

## 4.2 Nutzungsbedingte Einflussfaktoren

### 4.2.1 Bodenbearbeitung / Fruchtfolgegestaltung

Bodenbearbeitung und Fruchtfolgegestaltung sind die wesentlichen anthropogenen Einflussfaktoren für die Abflussbildung sowie den Boden- und Stoffaustrag.

Wegen ihrer herausragenden Bedeutung sind sowohl die Bodenbearbeitung als auch die Fruchtfolgegestaltung in ihrem Verhältnis zum Stoffaustrag intensiv erforscht worden. Dazu existieren umfangreiche Kompendien, die hier nur beispielhaft erwähnt werden sollen (WERNER et al. 1991, RENIUS et al. 1992, ENQUETE-KOMMISSION „SCHUTZ DER ERDATMOSPHERE“ 1994, KTBL 1995, PRASHUN et al. 1997, FRIELINGHAUS et al. 1997 u. 1998, FELDWISCH & SCHULTHEIß 1998). Im Folgenden wird exemplarisch auf einige Untersuchungen eingegangen, die stellvertretend für die Vielzahl der vorhandenen Forschungsergebnisse die wesentlichen Einflüsse der Bodenbearbeitung und der Fruchtfolgegestaltung auf Boden- und Stofftranslokationen belegen.

**Tab. 4-6: Beziehung zwischen Bodenbedeckung und Bodenabtrag<sup>1)</sup> (Feldversuche Müncheberg; FRIELINGHAUS 1996)**

Datum	13.04.1994		19.05.1994		03.05.96		08.06.1996		29.06.1996	
Regenhöhe (mm)	24		36		24		38		32	
Regenintensität (mm/h)	7,6		4,4		10		70		k.A.	
Varianten	Bb. %	Abtrag kg <sup>1)</sup>	Bb. %	Abtrag kg	Bb. %	Abtrag kg	Bb. %	Abtrag kg	Bb. %	Abtrag kg
Mais	0	10	20	3	0	6	20	490	50	283
Mais in abgestorbener Senfzwischenfrucht	60	< 1	40	2	40	2	50	27	60	18
Mais in abgespritztem Raps	60	1	60	2	50	0	30	190	60	102
Begrünte Brache	> 90	1	> 90	0	> 90	0	> 90	0	> 90	0
W.-Roggen mit Untersaat	70	1	70	0	> 90	< 1	> 90	< 1	> 90	0
S.-Gerste	10	36	50	16	10	2	> 90	6	>90	0

<sup>1)</sup> Parzellengröße 432 m<sup>2</sup> (48 m Länge und 9 m Breite)

Laterale Wasser-, Boden- und Stoffströme werden sehr stark durch die Bodenbedeckung gesteuert, die ihrerseits eine Funktion des Bodenbearbeitungssystems und der Fruchtfolge ist (AUERSWALD 1984, WOLFGARTEN 1989, RENIUS et al. 1992, FRIELINGHAUS et al.



1997). Dieser Zusammenhang wird exemplarisch in Tab. 4-6 anhand von 5 Einzelereignissen in unterschiedlichen Mais- und Getreidebeständen und einer begrünten Brache dargestellt: Hohe Bodenbedeckungsgrade bis >90 % reduzieren in Abhängigkeit vom Entwicklungsstadium der angebauten Kultur und der Niederschlagscharakteristika den Bodenabtrag um bis zu 100 %. Damit verbundene Stoffausträge werden ebenfalls nachhaltig zurückgeführt.

BERRYHILL et al. (1989) zeigten anhand einer Literaturstudie den Einfluss der Mulchbedeckung auf das Erosionsausmaß unter konventionellen und konservierenden Bodenbear-

**Tab. 4-7: Bodenabtrag, Sedimentkonzentration, Abfluss und Infiltration in Abhängigkeit von Bodenbedeckung Bodenbearbeitung (BERRYHILL et al. 1989)**

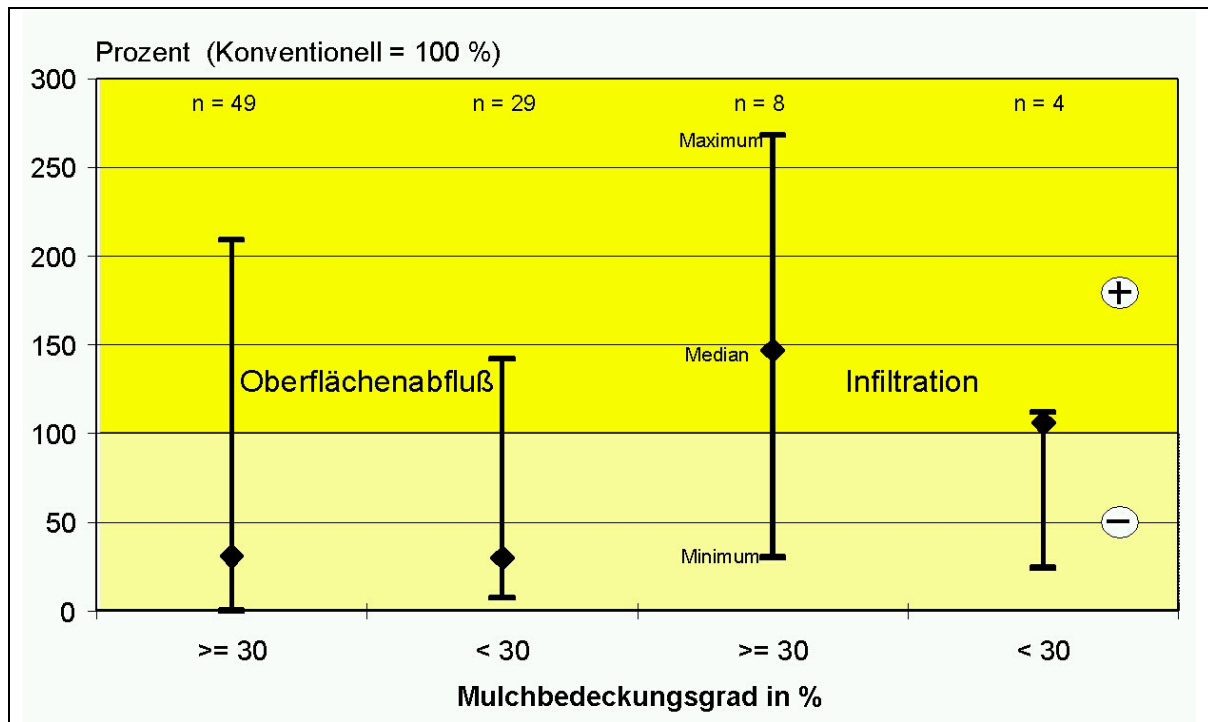
<b>A) Bodenbedeckung ≥ 30%</b>				
	<b>n*</b>	<b>Bearbeitungs- variante**</b>	<b>Wert</b>	<b>% Änderung ***</b>
Bodenbedeckung	44	konservierend	58 % ( 30-95)	--
Sediment- konzentration	23	konventionell konservierend	4,46 % (0,18-7,47) 1,52 % (0,06-3,33)	-66 (-44 – -91)
Bodenabtrag	54	konventionell konservierend	17,3 t/ha (0,02-63) 3,22 t/ha (0-16,3)	-81 (-16 – -100)
Abfluss	49	konventionell konservierend	k.A. k.A.	-31 (+109 – -100)
Infiltration	8	konventionell konservierend	k.A. k.A.	+47 (+168 – -30)
<b>B) Bodenbedeckung &lt; 30%</b>				
	<b>n*</b>	<b>Bearbeitungs- variante**</b>	<b>Wert</b>	<b>% Änderung***</b>
Bodenbedeckung	14	konservierend	20 % (11-29)	--
Sedimentkonzentration	13	konventionell konservierend	5,10 % (0,79-8,20) 3,38 %	-34 (+45 – -95)
Bodenabtrag	22	konventionell konservierend	18,0 t/ha (2,81-63) 9,5 t/ha	-47 (+41 – -100)
Abfluss	29	konventionell konservierend	k.A. k.A.	-30 (+42 – -93)
Infiltration	4	konventionell konservierend	k.A. k.A.	+6 (+12 – -24)

\* n = Anzahl der Untersuchungen (Untersuchungen können mehr als nur ein Ergebnis enthalten)

\*\* konservierend = konservierende Bodenbearbeitung (CT); konventionell = konventionelle Bodenbearbeitung (CV)

\*\*\* Änderung ist als  $100 \cdot (1 - [CT/CV])$  in Prozent berechnet, „+“ vor einer Zahl zeigt an, dass CT größer als CV war, „-“ vor einer Zahl zeigt an, dass CT kleiner als CV war

k.A.= keine Angabe



**Abb. 4-3: Oberflächenabfluss und Infiltration (Summenwerte in Prozent der konventionellen Variante) bei konservierend bearbeiteten Flächen mit Mulchbedeckung im Vergleich zu konventionell bearbeiteten Flächen ohne Mulchbedeckung, differenziert nach Mulchbedeckungsgraden  $\geq 30$  bzw.  $< 30$  % (BERRYHILL et al. 1989)**

beitungssystemen (Tab. 4-7, Abb. 4-3). Die Autoren gliederten die Untersuchungsergebnisse in zwei Gruppen mit Mulchbedeckungsgraden  $\geq 30$  % bzw.  $< 30$  %. Bei Versuchen mit  $\geq 30$  % Bodenbedeckung lag die Sedimentkonzentration im Oberflächenabfluss der konservierend bearbeiteten Standorte im Mittel 66 % unter dem Wert von konventionell bewirtschafteten Flächen; die Reduzierung des Sedimentgehaltes schwankte zwischen 44 % und 91 %. Der Bodenabtrag wurde durch konservierende Bodenbearbeitungssysteme – bei größerer Schwankungsamplitude – im Mittel mit 81 % noch stärker verringert als der Sedimentgehalt. Der überproportionale Rückgang der Abtragswerte konnte auf die zusätzliche Reduzierung des Oberflächenabflusses zurückgeführt werden, der durchschnittlich um 31 % im Vergleich zu konventionell bewirtschafteten Flächen abnahm. Jedoch wurden auch Untersuchungen mit einbezogen, die auf konservierend bearbeiteten Flächen eine Steigerung des Oberflächenabflusses um bis zu 109 % feststellten.

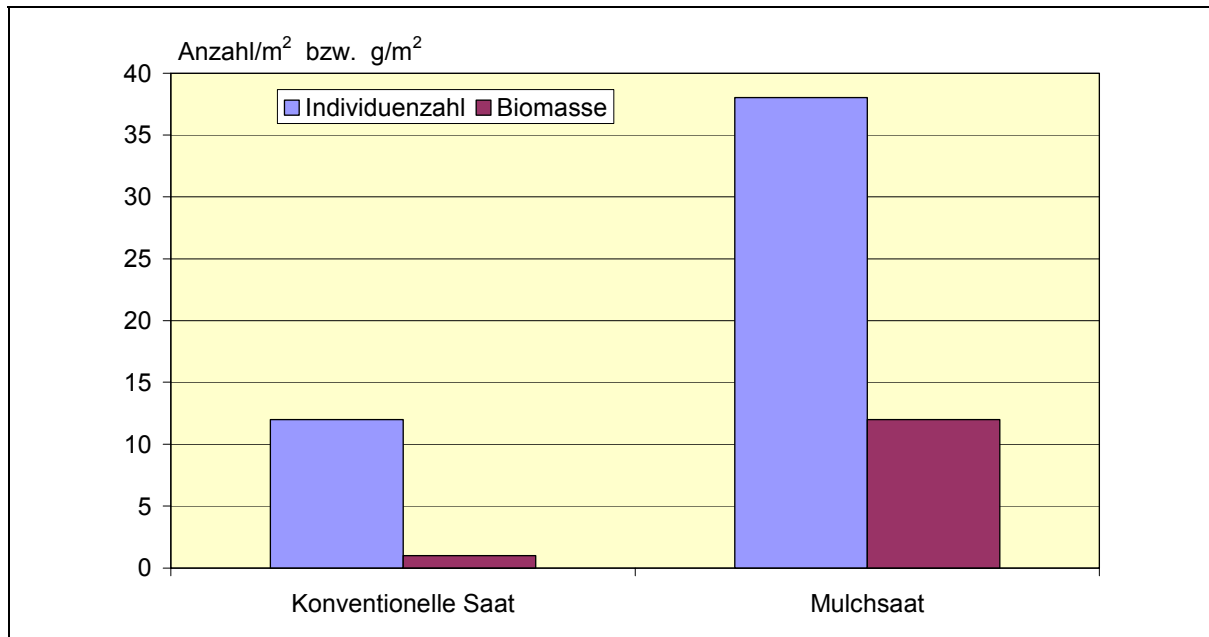
Die Infiltration nahm in den berücksichtigten Untersuchungen bei konservierenden Verfahren im Mittel um 47 % zu, wobei die Werte zwischen einer Reduzierung um 30 % und einer Steigerung um 168 % schwankten. Die große Spannweite der dargestellten Ergebnisse wird sicher zu einem erheblichen Teil auf Differenzen in der Bodenbedeckung zurückzuführen sein; so beruhen die in Tab. 4-7 Teil A ausgewerteten Ergebnisse auf Untersuchungen mit Bedeckungsgraden zwischen 30 und 95 %. Die mittlere Reduzierung der Erosionsparameter Sedimentgehalt, Bodenabtrag, Oberflächenabfluss und Infiltration

durch konservierende Bodenbearbeitungssysteme gegenüber konventionellen Systemen wird schwächer, wenn die Mulchraten unter 30 % liegen. Dies verdeutlicht der Teil B der Tabelle. Gleichzeitig treten vermehrt Situationen auf, bei denen die konservierenden Varianten höhere Erosionswerte aufweisen als konventionelle Verfahren.

FISCHER (1996) kam in seiner Analyse von Untersuchungen zum Einfluss des Bodenbearbeitungssystems auf die relativen lateralen PSM-Austräge zu ähnlichen Ergebnissen. Der Median von insgesamt 59 Direktsaat-Ergebnissen betrug 50 % des Austrags von konventionell bewirtschafteten Flächen; gleichzeitig lagen jedoch 24 % der Einzelwerte über 100 %, das heißt von den Direktsaat-Flächen wurden mehr PSM abgetragen als von den konventionell bearbeiteten Flächen. Der Vergleich der lateralen Wirkstoffausträge von Scheibeneggen- und Dammsaat-Varianten mit wendenden, konventionellen Bodenbearbeitungssystemen fiel kaum günstiger aus: Die Medianwerte der nicht-wendend bearbeiteten Varianten lagen bei 86 % bzw. 94 % der Wirkstoffausträge der Pflugvarianten und 36 % bzw. 48 % der Einzelwerte lagen über 100 % relativer Austrag. FISCHER (1996) führte leider keine weitergehende Differenzierung anhand des Mulchbedeckungsgrades durch, der nach den oben genannten Ergebnissen von BERRYHILL et al. (1989) die Ergebnisse entscheidend beeinflusst. Des Weiteren wären Differenzierungen nach Standort- und Witterungsbedingungen sowie nach Wirkstoffgruppen notwendig, um die große Streuung der Ergebnisse zu reduzieren. Auch sind die Größe der jeweils berücksichtigten Untersuchungsflächen, die Untersuchungszeitspanne (Kurzzeit- oder Langzeituntersuchungen) sowie die Regenquelle (natürlicher bzw. simulierter Niederschlag) von erheblicher Bedeutung für das Erosionsausmaß und den lateralen PSM-Austrag (WAUCHOPE 1978, HURLE & JOHANNES 1979, FISCHER 1996).

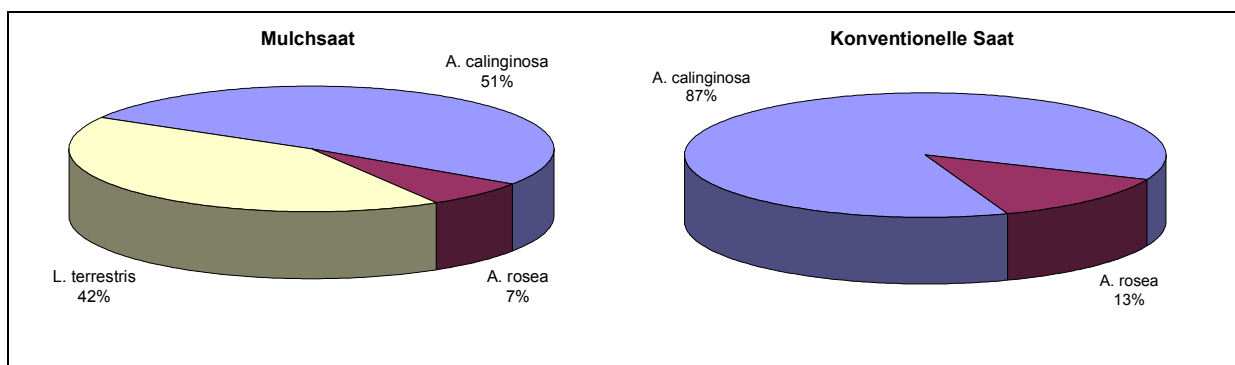
Bodenbearbeitungsverfahren wirken vielfältig auf den Boden ein. Ganz wesentlich ist die Beeinflussung der Bodenbedeckung mit abgestorbenen Pflanzen- oder anderen Mulchmaterialien. Je höher der Bodenbedeckungsgrad ist, desto geringer ist die tatsächliche Erosionsgefährdung, weil die Bodenoberfläche vor dem direkten Aufprall von Regentropfen geschützt wird. Dadurch wird die Infiltrationskapazität des Bodens erhalten, Verschlammungen werden vermieden.

Neben dem Schutz der Bodenoberfläche vor dem Regentropfenaufprall wirken sich Mulchverfahren auch auf das Bodenleben aus. Von besonderer Bedeutung ist der Einfluss auf die Lumbriciden. Artenzusammensetzung, Abundanz und Biomasse der Regenwurmpopulationen reagieren deutlich auf Bodenbearbeitung und Mulch. So berichten JOSCHKO et al. (1995) von dreifach höheren Individuenzahlen und zehnfach höheren Biomassen der Regenwurmpopulationen auf einer erodierten Parabraunerde unter reduzierter Bodenbearbeitung mit Mulchsaat im Vergleich zu konventioneller wendender Bodenbearbeitung ohne Mulchsaat (Abb. 4-4).



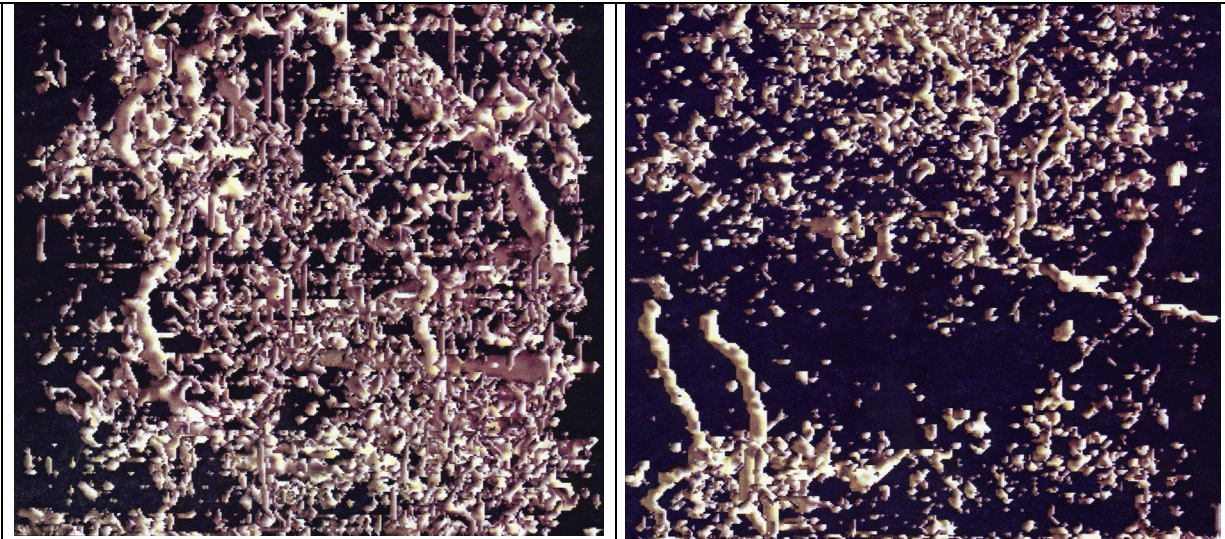
**Abb. 4-4:** Individuenzahlen und Biomasse der Regenwurmpopulationen bei unterschiedlichen Bearbeitungsverfahren einer erodierten Parabraunerde (JOSCHKO et al. 1995)

Darüber hinaus war das Artenspektrum verändert (Abb. 4-5). Die tiefgrabende Art *Lumbricus terrestris*, die auf wendende Bodenbearbeitungsverfahren empfindlich reagiert, wurde auf der konventionellen Variante nicht angetroffen, dahingegen auf der Mulchsaatvariante mit hoher Individuenzahl. Auf der konventionell bewirtschafteten Fläche wurden nur die flachgrabenden Arten *Aporrectodea caliginosa* und *A. rosea* festgestellt. Da tiefreichende und kontinuierliche Regenwurmgänge nur von *Lumbricus terrestris*, nicht jedoch von den beiden anderen Arten angelegt werden, ist davon auszugehen, dass die Infiltrationskapazität unter der Mulchvariante deutlich über der konventionellen Variante liegt.



**Abb. 4-5:** Artenszusammensetzung (Individuenzahlen) der Regenwurmpopulationen bei unterschiedlichen Bearbeitungsverfahren einer erodierten Parabraunerde (JOSCHKO et al. 1995)

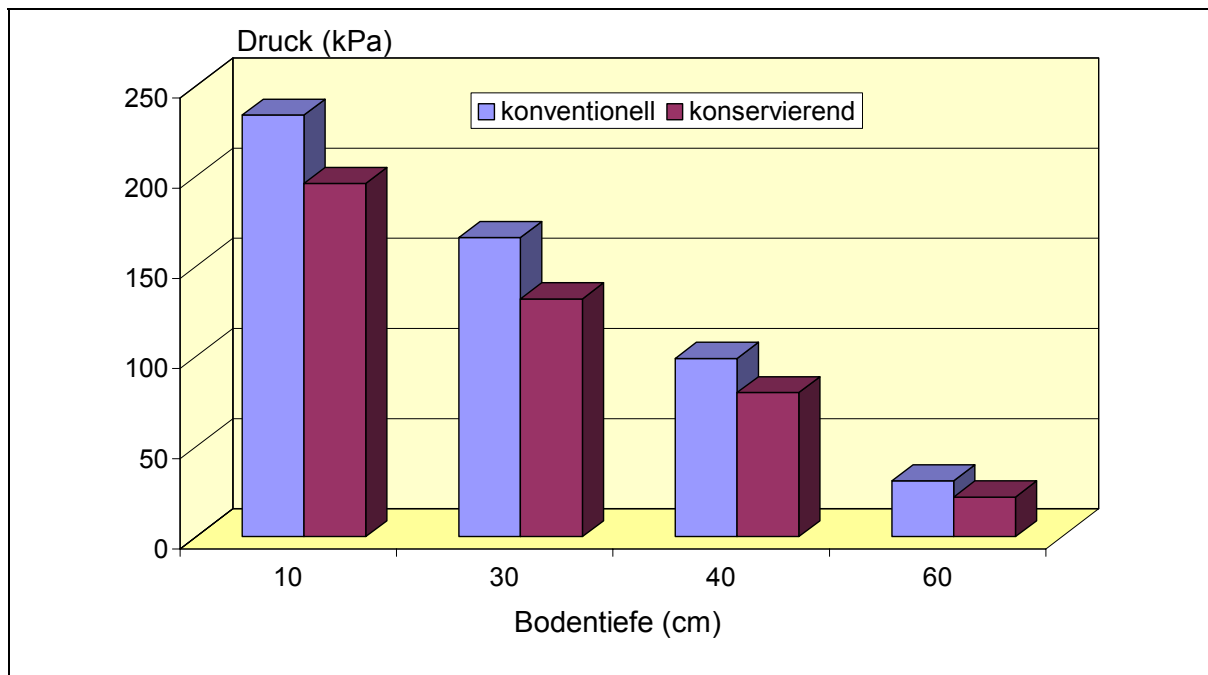
Die Unterschiede in den Regenwurmpopulationen der beiden Bodenbearbeitungsverfahren wirken sich auch deutlich auf das Makroporensystem aus (Abb. 4-6). Im Bereich der Pflugsohle wurden bei der Mulchsaatvariante mehr Makroporen gezählt, die zudem eine höhere Kontinuität aufwiesen.



**Abb. 4-6: Makroporenraum (> 1mm) in ungestörten Bodensäulen (Ø 10 cm) bei konventioneller (rechts) und konservierender Bodenbearbeitung (links) in einer erodierten Parabraunerde im unteren Bereich des Ap-Horizonts (JOSCHKO et al. 1995)**

Die Änderungen in den Regenwurmpopulationen sind ursächlich auf zwei Effekte zurückzuführen. Einerseits fördert das erhöhte Nahrungsangebot bei Mulchsaatverfahren die Individuenzahlen, andererseits bewirkt die verminderte Eingriffsintensität bei konservierender Bodenbearbeitungsverfahren geringere Schädigungen der Populationen. Auch der Zeitpunkt der Bodenbearbeitung wirkt sich differenzierend auf die Regenwurmpopulationen aus. So wird bei konservierenden Verfahren die Grundbodenbearbeitung (mit Pflug oder Grubber) zur Zwischenfrucht im August durchgeführt - zu einer Zeit geringer Regenwurmmaktivität. Im Gegensatz dazu erfolgt eine konventionelle Bodenbearbeitung mit dem Pflug meist zu Zeiten höchster Regenwurmmaktivität im Herbst oder im Frühjahr und schädigt insbesondere die großen tiefgrabenden Arten wie *Lumbricus terrestris*.

Auch die Tragfähigkeit der Böden wird durch das Bodenbearbeitungsverfahren beeinflusst. Die längere Bodenruhe bei konservierenden Verfahren steigert die Tragfähigkeit und vermindert insofern die Ausbildung von Verdichtungen. So berichten SEMMEL & HORN (1995), dass die durch drei Versuchsbefahrungen hervorgerufenen Vertikalspannungen auf konservierend bearbeiteten Flächen etwa 20 % geringer waren als auf den konventionell bewirtschafteten Flächen (Abb. 4-7).



**Abb. 4-7: Vertikale Druckfortpflanzung auf einer Parabraunerde (UI) bei konventioneller und konservierender Bodenbearbeitung; Befahrungen mit einmal 2,2 bzw. zweimal 1,7 t Radlast bei Wassergehalten von 27 - 31 Vol.-% (SEMMELE & HORN 1995)**

Intensivere Strukturierungsprozesse und stabilere Makroporensysteme führen dazu, dass auf konservierend bearbeiteten Böden auch bei zum Teil geringeren Gesamtporenvolumina gleiche oder höhere Wasserleitfähigkeiten beobachtet werden (SEMMELE & HORN 1995) (Tab. 4-8).

**Tab. 4-8: Gesättigte Wasserleitfähigkeit ( $k_f \cdot 10^{-4}$  in cm/s) bei konventioneller und konservierender Bodenbearbeitung (SEMMELE & HORN 1995)**

Standort	Verfahren	Bodentiefe (cm)				
		10	30	40	60	
anthropogener Auftragsboden aus Löss (UI)	konventionell	3,3	0,3	0,1	0,3	
	konservierend	0,5	1,5	0,2	0,4	
Parabraunerde aus Löss (UI)	1. Befahrung Herbst 1991	konventionell	3,0	0,6	0,1	3,6
		konservierend	1,5	0,9	0,4	-
	2. Befahrung Frühjahr 1992	konventionell	3,7	2,5	1,3	12,6
		konservierend	4,0	3,0	4,3	23,6
	3. Befahrung Frühjahr 1992	konventionell	0,6	4,8	0,2	11,2
		konservierend	1,2	0,4	7,0	2,4

Bodenbearbeitungsverfahren steuern die Abflussbildung auch durch die Beeinflussung der Bodenfeuchte – speziell der Feuchte der obersten Bodenschicht. So trocknet der Boden unter Mulchverfahren nicht so schnell aus. Dies kann dazu führen, dass bei Nieder-

schlagen die Bodenoberfläche nicht so schnell verschlämmt, da auf Grund der höheren Vorfeuchte die Bodenaggregate nicht oder in geringerem Ausmaß der Luftspregung und differenzierten Quellung ausgesetzt sind. Dieser Zusammenhang konnte von ROTH (1992), AUERSWALD (1993), POTRATZ (1993) und KEHL (1997) nachgewiesen werden.

Auch Fahrspuren üben einen Einfluss auf das Abflussgeschehen aus. In Fahrspuren bildet sich Oberflächenabfluss auf Grund geringerer Infiltrationskapazitäten früher als auf der restlichen Ackerfläche. Weiterhin wirken Fahrspuren wie kleine Gerinne; flächenhafter Oberflächenabfluss sammelt sich in Fahrspuren und fließt konzentriert und mit höherer Geschwindigkeit zum Feldrand (PRASUHN 1991). Um solche negativen Auswirkungen zu vermeiden, müssen Befahrungsfrequenz und Achslast entsprechend den allgemein anerkannten Regeln der Technik verringert werden. Befahrungen dürfen nur erfolgen, wenn der Boden tragfähig ist, das heißt wenn der Boden elastisch auf mechanische Beanspruchung reagiert. Zu hohe Bodenfeuchten jenseits der so genannten Ausrollgrenze rufen plastische Veränderungen der Bodenstruktur hervor und reduzieren die Wasserleitfähigkeit sowie die Wasserspeicherkapazität des Bodens.

Alle vorgenannten Auswirkungen der Bodenbearbeitung auf die Abflussbildung sind auch für das Ausmaß des Boden- und Stoffaustrags mit dem Oberflächenabfluss bedeutsam. Jegliche Reduzierung des Oberflächenabflusses führt im Regelfall zu zumindest gleich großen Reduzierungen der Boden- und Stoffabträge. Zumeist gehen die Boden- und Stoffabträge sogar überproportional zurück, weil neben dem Volumen der Abflusssuspension auch die Sedimentgehalte und Stoffkonzentrationen vermindert sind.

Oberflächenabfluss und Erosion sind im Allgemeinen auf **Grünlandflächen** weitaus geringer als auf Ackerland, denn der Boden ist ganzjährig von Pflanzen bedeckt und insofern vor Verschlämmen geschützt.

Oberflächenabfluss kann dennoch auftreten, wenn in Hanglagen Narbenschäden und Bodenverdichtungen vorhanden sind. Dann können Starkniederschläge die Infiltrationskapazität des Bodens überschreiten und Oberflächenabfluss auslösen. Narbenschäden und Bodenverdichtungen entstehen z. B. auf Weiden infolge zu hoher Trittbelastung (SAUER & FELDWISCH 1997, SAUER 1998).

Weiterhin entsteht Oberflächenabfluss auf Grünlandstandorten der Mittelgebirge häufig während der Schneeschmelze, insbesondere im Zusammenhang mit gefrorenen Böden. In schwach geneigten oder ebenen Lagen der Auen, die zumeist grundwasserbeeinflusst sind, dominiert auf Grünland der Sättigungsflächenabfluss.

PRASUHN & BRAUN (1994) verdeutlichen anhand einer Literaturlauswertung, dass auf Grünland Oberflächenabfluss im gleichen Umfang wie auf Ackerflächen auftreten kann, insbesondere wenn Grünland stark geneigt ist und wenn Schneeniederschlag einen bedeutenden Anteil am Jahresniederschlag hat (Tab. 4-9). So schwanken die Oberflächenabflusswerte auf Grünland zwischen 1,5 und 3 % des Niederschlages und liegen somit in



der gleichen Größenordnung wie die Werte für Ackerflächen, welche zwischen 0,7 und 3,7 % liegen.

Oberflächenabfluss auf Grünland, der im Zusammenhang mit Narbenschäden und Bodenverdichtungen auftritt, kann durch folgende Maßnahmen verhindert werden (SAUER & FELDWISCH 1997, SAUER 1998):

- Narbenschäden in Hanglagen müssen vermieden bzw. behoben werden. Bei Trittbelastungen durch das Weidevieh ist die Besatzdichte zu reduzieren. Im Bedarfsfall sind stark geschädigte Hangbereiche aus der Beweidung zu nehmen (z. B. durch Auszäunung).
- Tränke- und Zufütterungsplätze führen selbst bei geringer Besatzdichte zu Narbenschäden mit entsprechend höherer Abflussbereitschaft dieser Flächen. Um einen direkten Übertritt des Oberflächenabflusses von diesen Flächen in oberirdische Gewässer zu vermeiden, sollten sie nicht in unmittelbarer Nähe von Gewässern angelegt werden. Ein ausreichender Abstand zu Oberflächengewässern ermöglicht eine Versickerung des Oberflächenabflusses in unterhalb liegenden unbeschädigten Grünlandbereichen.

**Tab. 4-9: Literaturangaben zum relativen Oberflächenabfluss in % des Niederschlages (PRASUHN & BRAUN 1994)**

Die Daten stammen aus mehrjährigen Feldmessungen auf Testparzellen in der Schweiz; nur die Angaben von Preuss (1977) wurden im deutschen Mittelgebirge ermittelt.

Oberflächenabfluss in % des Niederschlages	Nutzung	Quelle
1,5	Naturwiese	Braun et al. (1993)
2,5 - 3,0	Kunstwiese (Ackerfuttergras)	Braun & Leuenberger (1991)*, Braun et al. (1993)
0,7 - 1,1	Dauerschwarzbrache	Prasuhn (1991)
1,9 - 2,9	Dauerschwarzbrache	Schaub (1989)
2,5 - 3,7	Dauerschwarzbrache	Rohrer (1985)
2,0	Acker	Braun & Leuenberger (1991)*
2,6	Acker	Preuss (1977)

\* Messungen nur im Winterhalbjahr

#### 4.2.2 Düngung

Nährstoffausträge aus der landwirtschaftlichen Produktion lassen sich nicht auf Null reduzieren, jedoch hat die Landwirtschaft großen Einfluss auf das Ausmaß der Nährstoffausträge über die Pfade Oberflächen-, Zwischen- bzw. Dränabfluss und Sickerwasser. Dabei gilt es, stoffspezifische Unterschiede zu beachten. Zum Beispiel wird Stickstoff



vorwiegend in gelöster Form als Nitrat ausgetragen, so dass die Pfade Zwischen- bzw. Dränabfluss und Sickerwasser von besonderer Bedeutung sind. Im Gegensatz dazu wird Phosphor vorwiegend in partikulärer Form verlagert; aus diesem Grund hat der Oberflächenabfluss eine große Bedeutung für die Phosphorausträge.

Das Ausmaß der Nitratausträge wird von der Landwirtschaft vor allem durch die Fruchtfolgegestaltung sowie durch Art, Menge und Zeitpunkt der N-Düngung bestimmt. Nitrat ist ein sehr mobiler Stoff, der im Boden nicht festgelegt wird, sondern mit dem Sickerwasser ausgewaschen wird. Im Boden liegt Stickstoff entweder in mineralischer oder organischer Form vor und unterliegt vielfältigen Umwandlungsprozessen (Abb. 4-8). Die Standortbedingungen, wie Bodenart, Wasserspeichervermögen des Bodens und Höhe des Niederschlags, bewirken unterschiedliche Nitratauswaschungsgefährdungen.

Die Nitratverlagerung findet überwiegend in der Hauptsickerungsphase über Winter statt. In dieser Zeit wird das im Boden vorhandene Nitrat nicht von den Pflanzen aufgenommen, da kein Pflanzenwachstum stattfindet, so dass Nitrat mit dem Sickerwasser verlagert wird. Zum Schutz des Grundwassers und letztlich auch der Oberflächengewässer vor Nitratreinträgen muss deshalb angestrebt werden, die Nitratvorräte des Bodens vor dem Winter so weit wie möglich auszuschöpfen. Die Belastung des Grundwassers mit Nitrat ist zu rund 80 - 90 % auf die Landwirtschaft zurückzuführen, so dass der landwirtschaftlichen Nutzung eine besondere Bedeutung beim Grundwasserschutz zukommt.

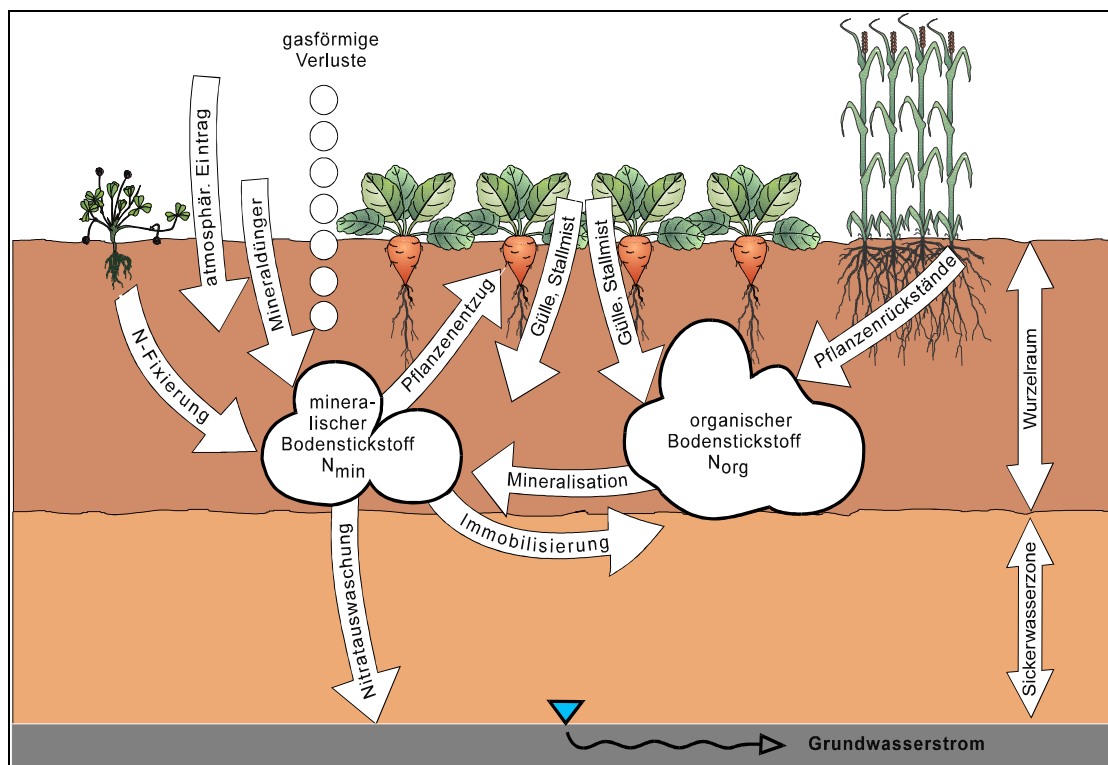


Abb. 4-8: Stickstoffkreislauf im Boden (FELDWISCH & FREDE 1998)

Phosphor wird im Gegensatz zum Stickstoff im Boden weitgehend festgelegt und unterliegt in der Regel nicht der Auswaschung, sondern wird v. a. mit der Bodenerosion verlagert. Insofern besteht von Seiten der Landwirtschaft die Möglichkeit, die P-Austräge durch einen effektiven Schutz des Bodens vor Erosion zu verringern. Da der P-Abtrag auch durch die Höhe des P-Gehaltes des Bodens beeinflusst wird, stellt eine angepasste P-Düngung und somit die Vermeidung von hoch und sehr hoch versorgten Standorten ebenfalls eine einfache Möglichkeit zur Reduzierung der Gewässerbelastung dar (AUERSWALD 1993b, BEHRENDT et al. 1996, RÖMER 1997). Bei extrem hoch mit Phosphor belasteten Flächen wird ein deutlicher Austrag von Phosphor mit dem Sickerwasser beobachtet (BREEUWSMA & SCHOUMANS 1987, zit. in BEHRENDT et al. 1996, BEHRENDT & BOEKHOLD 1993).

Des Weiteren konnten AUERSWALD (1993b) und AUERSWALD et al. (1996) zeigen, dass auch eine verhaltene Kaliumdüngung, das heißt im Vergleich zur aktuellen Praxis abgesenkte Kaliumdüngung, zu einer deutlich geringeren Bodenerosion beitragen könnte; jede Steigerung des austauschbaren Kaliumgehaltes um 1 % bewirkt eine Zunahme des K-Faktor der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung um  $0,021 \text{ (t·h)/(N·ha)}$ .

#### 4.2.3 Pflanzenschutz

Das Austragspotenzial von PSM wird u. a. durch die Anwendungsmengen bestimmt, das heißt, je höher die Anwendungsmengen sind, desto höher sind die wahrscheinlichen Austragsmengen und Austragskonzentrationen. In Deutschland werden jährlich rund 30 000 t Wirkstoffe abgesetzt (FELDWISCH & FREDE 1998).

Neben den Anwendungsmengen bestimmt auch der Anwendungszeitraum die potenziellen PSM-Austräge. Kritisch zu beurteilen sind Vorauflauf- oder frühe Nachauflaufbehandlungen, da der Boden in diesem Zeitraum nicht oder nur unzureichend durch eine Pflanzendecke vor erosiven Niederschlägen geschützt ist. Des Weiteren sind Herbstanwendungen meist mit einem deutlich stärkeren Wirkstoff-Austrag verbunden als entsprechende Frühjahrsanwendungen. Dies ist einerseits auf stark reduzierte Abbauraten im Herbst und Winter auf Grund der geringeren Bodentemperaturen und andererseits auf die erhöhten Sickerwasserraten im Winterhalbjahr zurückzuführen (DENKLER & BRÜMMER 1992, BRÜMMER et al. 1994, KLEIN et al. 2001).

Werden die PSM nach dem Ausbringen eingearbeitet, so ist meist davon auszugehen, dass die PSM-Austragsgefährdung reduziert wird. So ist nach BRÜMMER et al. (1994) davon auszugehen, dass bei Wirkstoffen, die stark an der Bodenmatrix festgelegt werden (Freundlich-Koeffizienten kleiner 1), die PSM-Wirkstoffe verstärkt adsorbiert werden und folglich die Bodenlösungskonzentrationen abnehmen. Des Weiteren bewirkt ein Einarbeiten von PSM, dass bei nachfolgenden erosiven Niederschlägen weniger Wirksubstanz an

der Bodenoberfläche exponiert ist und infolgedessen geringere Wirkstoffkonzentrationen im Oberflächenabfluss bzw. Makroporenfluss auftreten.

Im Folgenden werden die wesentlichen Wirkungszusammenhänge zwischen Landnutzung und PSM-Austrägen tabellarisch aufgeführt (Tab. 4-10). Über die im Fließtext schon angesprochenen Landnutzungsfaktoren hinaus werden außerdem die Wirkungen der Bewässerung, Dränung und der Filterstreifen auf die PSM-Einträge in oberirdische Gewässer dokumentiert.

**Tab. 4-10: Landnutzungsfaktoren, die den Austrag von Pflanzenschutz-Wirkstoffen beeinflussen (nach LEONARD 1990, verändert und ergänzt)**

Faktoren	Erläuterungen	Ausgewählte Literatur
A. Konservierende Bodenbearbeitung bzw. Direktsaat	<p>Sie reduzieren den lateralen Transport von stark sorbierten Wirkstoffen. Durch die meist starke Abflussverringeringung wird meist auch der laterale Austrag schwach sorbierter Stoffe verringert, wenngleich auch einige Untersuchungen von deutlich erhöhten Konzentrationen und Mengen berichten. Letztere treten i.d.R. beim verstärkten vertikalen Transport in Makroporen auf, der durch höhere Sickerwasserraten ausgelöst wird. Die biologische Aktivität wird gefördert, so dass der Wirkstoffabbau beschleunigt wird (vgl. B). Im Gegensatz zu wendenden Bodenbearbeitungssystemen werden die Wirkstoffe nicht tief bzw. nicht mechanisch in den Boden eingemischt; Wirkstoffmischungen mit dem Pflug bis zur Untergrenze des biologisch aktiven A-Horizontes können die Versickerung von Wirkstoffen steigern.</p>	<p>Caro 1976, McDowell &amp; Grissinger 1976, Pionke 1977, McDowell et al. 1981, Willis et al. 1983, Foy &amp; Hiranpradit 1989, Foy et al. 1989, Hall et al. 1989, Sander et al. 1989, Clay et al. 1991, Pestemer &amp; Nordmeyer 1993, Brümmer et al. 1994, Fischer et al. 1995, Frielinghaus et al. 1997</p>
B. Mulchwirtschaft	<p>Ernteste und abgestorbene Zwischenfrüchte, die auf der Bodenoberfläche liegen bleiben, können den lateralen Wirkstoffaustrag stark reduzieren, da die Zeitspanne bis zum Oberflächenabfluss hinausgezögert wird und das Abflussvolumen und der Bodenabtrag reduziert werden. Jedoch kann der vertikale Austrag verstärkt werden (vgl. A). Hohe Mulchraten bewirken, dass weniger Wirkstoff direkt auf den Boden gelangt; dadurch müssen ggf. die Anwendungsmengen erhöht werden, so dass ein größeres Austragspotenzial besteht. Der laterale Wirkstoffaustrag kann ansteigen, wenn kurz nach der Wirkstoffanwendung Oberflächenabfluss durch intensive Niederschläge oder hohe Bodenvorfeuchten auftritt und vom Mulchmaterial interzeptierte Wirkstoffe direkt in den Oberflächenabfluss eingetragen werden. Die biologische Aktivität gemulchter Flächen ist gegenüber Flächen ohne Rückführung der Ernteste bzw. ohne Zwischenfruchtanbau erhöht; insofern ist von einem beschleunigten Wirkstoffabbau auf gemulchten Flächen auszugehen. Positiv auf den mikrobiellen Abbau wirken sich insbesondere höhere Humusgehalte, aber auch geringere Temperaturschwankungen und höhere Wassergehalte des Bodens aus.</p>	<p>Baker et al. 1978, Triplett et al. 1978, Baker &amp; Johnson 1979, Edwards et al. 1980, Baker et al. 1982, Hall et al. 1984, Walker &amp; Brown 1985, Berryhill et al. 1989, Printz 1995, Düring 1996, Frielinghaus et al. 1997</p>
C. Anwendungszeitraum und Einarbeitung	<p>Nach Vorauf- oder frühen Nachaufbehandlungen sind erhöhte laterale Wirkstoffausträge zu erwarten, da der Boden in diesem Zeitraum nicht oder nur unzureichend durch eine Pflanzendecke vor erosiven Niederschlägen geschützt ist. Des Weiteren sind Herbstanwendungen meist mit einem deutlich stärkeren vertikalen Wirkstoffaustrag verbunden als entsprechende Frühjahrsanwendungen. Dies ist einerseits auf stark reduzierte Abauraten im Herbst und Winter und andererseits auf die erhöhten Sickerwasserraten im Winterhalbjahr zurückzuführen. Gleichzeitig steigt bei Herbstanwendungen die Wahrscheinlichkeit von Sättigungsabfluss, so dass auch laterale Wirkstoffausträge ansteigen können. Werden die PSM nach dem Ausbringen eingearbeitet, so ist meist davon auszugehen, dass die PSM-Austragsgefährdung reduziert wird.</p>	<p>Wauchope 1978, Rohde et al. 1979, Wauchope &amp; Leonard 1980a+b, Denkler &amp; Brümmer 1992, Brümmer et al. 1994</p>

Fortsetzung der Tab. 4-10

Faktoren	Erläuterungen	Ausgewählte Literatur
D. Anwendungsmengen	Konzentrationen und Frachten werden maßgeblich von den Anwendungsmengen beeinflusst. Da in der Regel der Abbau der Wirkstoffe nicht von den praxisüblichen Aufwandsmengen beeinträchtigt wird, steht der Wirkstoffaustrag im proportionalen Verhältnis zur Anwendungsmenge. Jedoch kann eine wiederholte Anwendung des gleichen Wirkstoffs auch zu einer Adaption des Bodenlebens führen, was zu erhöhten Abbauraten führt.	Barnett et al. 1967, Hall et al. 1984, Leonard et al. 1976
E. Beregnung, Bewässerung	Eine Ausbringung der Wirkstoffe mit dem Beregnungswasser oder eine Beregnung unmittelbar nach der Anwendung kann wasserlösliche Wirkstoffe in den Boden einwaschen und insofern vor dem lateralen Abtransport im Oberflächenabfluss bewahren. Jedoch kann eine unangepasste Beregnung (Intensität bzw. Menge zu groß) sowohl zu verstärktem Oberflächenabfluss als auch zur erhöhten Sickerwasserrate führen, so dass das Risiko des P-Wirkstoffaustrages erhöht wird.	Dowler et al. 1982, Frielinghaus 1991, Wessolek & Renger 1993, Feldwisch 1998a
F. Dränung	Meist liegen die Wirkstoffkonzentrationen und – falls überhaupt erfasst – die Wirkstofffrachten aus Dränungen deutlich unter denen des Erosionspfades; insofern wird diesem Pfad von vielen Autoren eine untergeordnete Bedeutung hinsichtlich der Belastung oberirdischer Gewässer beigemessen. Zum Teil wird sogar von einer Reduzierung der Gesamtaufräge (Erosion und Dränung) durch Dränungen berichtet. Nach Frühjahrsanwendungen werden im darauf folgenden Herbst beim Anstieg des Dränabflusses überwiegend persistente Wirkstoffe im Dränwasser gefunden, da nicht persistente Verbindungen über den Sommer meist vollständig abgebaut werden. Herbstanwendungen führen auch bei nicht persistenten Wirkstoffen zu deutlich gesteigerten Wirkstoffkonzentrationen und -frachten im Dränabfluss. Erhöhte Dränspenden durch höhere Niederschläge steigern die Wirkstofffracht aus den Dränungen stark. Eine Vergrößerung des Dränabstandes führt über reduzierte Dränspenden zu geringeren Stoffausträgen in oberirdische Gewässer. Jedoch wird die Dränung in einigen Untersuchungen auch als wesentliche Belastungsursache bzw. als wesentlicher Belastungspfad angesehen.	Bovey et al. 1975, Muir & Baker 1976, Muir et al. 1978, White et al. 1976, v. Stryk & Bolton 1977, Yoo et al. 1981, Kreuger & Brink 1988, Bunte & Pestemer 1988, Bengtson et al. 1990, Southwick et al. 1990, Kladviko et al. 1991, Gaynor et al. 1992, Hurlle et al. 1992, Bengtson et al. 1993, Buhler et al. 1993, Traub-Eberhard et al. 1993 u. 1995a+b, Jayachandran et al. 1994, Müller-Wegener et al. 1994, Skaggs et al. 1994, Evans et al. 1995
G. Filterstreifen	Filterstreifen können den lateralen Wirkstoffaustrag bzw. den Wirkstoffaustrag mit dem Zwischenabfluss durch Infiltration des Oberflächenabflusses und durch Sedimentation des abgetragenen Bodens bzw. durch Verlängerung des Fließweges bis zum oberirdischen Gewässer – und somit Vergrößerung der effektiven Filter- und Pufferoberfläche – reduzieren. Jedoch ist der möglichst gleichmäßige, flächige Übertritt des Oberflächenabflusses in den Filterstreifen Voraussetzung für eine Filterwirkung.	Dillaha 1989, Knauer & Mander 1989 u. 1990, Fabis et al. 1993, Bach et al. 1994, Fabis 1995, Zilgens 1998

## 4.3 Physikalisch-chemische Stoffeigenschaften

### 4.3.1 Nährstoffe

Die Nährstoffe kann man vereinfacht nach SOKOLLEK et al. (1983) in so genannte Auswaschungs- und Abtragskomponenten unterteilen. Zu den Auswaschungskomponenten gehören die gut wasserlöslichen, schwach sorbierten Stoffe wie Nitrat, Carbonat, Chlorid und Sulfat, wohingegen gut am Boden sorbierbare Stoffe wie Phosphor und Ammonium als Abtragskomponenten bezeichnet werden.

Die Auswaschungskomponenten werden überwiegend in gelöster Form verlagert, wobei insbesondere die vertikale Verlagerung mit dem Sickerwasserstrom bedeutend ist, wie die Begrifflichkeit schon andeutet. Im Gegensatz dazu werden die Abtragskomponenten partikulär mit dem Bodenabtrag ausgetragen und unterliegen so stark der Erosionsdynamik eines Standortes.

### 4.3.2 Pflanzenschutzmittel

Die lateralen und vertikalen Wirkstoffausträge werden ebenfalls stark durch die Wasserlöslichkeit, die Sorptionseigenschaften sowie die Umwandlungs- und Abbaubedingungen der Wirkstoffe beeinflusst (HAIDER & SCHÄFFER 2000). Hier gelten die gleichen Zusammenhänge wie sie oben für die Nährstoffe beschrieben wurden. Zu den gut wasserlöslichen, schwach sorbierten Wirkstoffen zählen z. B. Dichlorprop, Isoproturon oder Mecoprop als Vertreter der Herbizide sowie Aldicarb, Carbofuran und Dimethoat als Vertreter der Insektizide. Eine geringe Wasserlöslichkeit weisen z. B. die Herbizide Pendimethalin und Bifenox auf.

Gut wasserlöslich und folglich vorwiegend in der Wasserphase verlagerbar sind Wirkstoffe, die in Konzentrationen über 10 mg/l im Wasser auftreten bzw. deren  $K_{oc}$ -Wert unter 200 liegt (HAIDER 1994). Wirkstoffe, welche die vorgenannten Eigenschaften nicht aufweisen, werden überwiegend partikulär verlagert.

Eine Reduzierung der lateralen Wirkstoffabträge kann bei gut wasserlöslichen Wirkstoffen insbesondere durch eine Verzögerung des Abflussbeginns erreicht werden. Denn mit den Niederschlägen vor Abflussbeginn werden diese Stoffe in den Boden eingewaschen und folglich dem lateralen Austrag entzogen. Die Austräge von stark am Boden sorbierten Wirkstoffen können effektiv nur durch eine Verringerung der Bodenabträge abgesenkt werden. Darüber hinaus lassen sich die Wirkstoffausträge durch geringere Aufwandsmengen zurückführen.

Der vertikalen Verlagerung mit dem Sickerwasserstrom unterliegen in der Regel nur gut wasserlösliche Wirkstoffe (GIEBL 1988, HALL et al. 1989, CLAY et al. 1991). Durch pedogene Lösungsvermittler wie DOC können jedoch auch am Boden stark sorbierbare Wirkstoffe wie z. B. Pendimethalin, Chlorpyrifos, Trifluralin und Fenpropimorph über den so

genannten Co-Transport mit dem Makroporenfluss vertikal verlagert werden (TRAUB-  
EBERHARD et al. 1995a+b, WILLIAMS et al. 1996, MINTEN 1996).

Des Weiteren haben Polarität, Ladung, Persistenz und Formulierung der Wirkstoffe Ein-  
fluss auf die Austräge. In Tab. 4-11 werden diese Zusammenhänge zusammen mit den  
anderen PSM-Wirkstoffeigenschaften aufgeführt.

**Tab. 4-11: Wirkstoffeigenschaften, die den Austrag von Pflanzenschutz-Wirkstoffen beeinflussen (nach LEONARD 1990, verändert und ergänzt)**

Faktoren	Erläuterungen	Ausgewählte Literatur
A. Wasserlöslichkeit	Gut lösliche Wirkstoffe werden von Pflanzen-, Mulch- und Bodenoberflächen leichter abgewaschen und insofern leichter mit dem Oberflächenabfluss verlagert. Gleichzeitig unterliegen diese Stoffe jedoch auch verstärkt der vertikalen Verlagerung, so dass je nach Witterung die gelösten Konzentrationen im Oberflächenabfluss reduziert sein können.	Barnett et al. 1967, Trichell et al. 1968, Baker et al. 1978, Baker & Johnson 1979, Willis et al. 1980, Baker et al. 1982, Haider 1994
B. Sorptionseigenschaften	Stark sorbierbare Wirkstoffe werden verstärkt partikulär verlagert. Sie werden nicht mit leichten Niederschlägen in den Boden eingewaschen wie das bei schwach sorbierbaren Pestiziden möglich ist.	McDowell et al. 1981, Willis et al. 1983, Haider 1994
C. Polarität, Ladung	Polare Wirkstoffe werden vor allem an die organische Substanz gebunden, wohingegen ionisierte Wirkstoffe sowie Säuren und Basen überwiegend von der mineralischen Substanz adsorbiert werden, wobei bei letzteren auch ein pH-Einfluss besteht. Lipophile Wirkstoffe verweilen länger auf Blattoberflächen als polare Substanzen, die eher mit dem Regenwasser von den Blatt- und Mulchoberflächen abgewaschen werden.	Rao & Davidson 1980, Wauchope et al. 1980a+b, Willis et al. 1980
D. Persistenz	Persistenterere Wirkstoffe verweilen länger in der Umwelt und unterliegen insofern länger dem lateralen aber auch dem vertikalen Wasserfluss; insofern steigt das Verlagerungsrisiko.	Wauchope 1978, Mills & Leonard 1985, Leonard & Knisel 1986
E. Formulierung	Pulverige Formulierungen unterliegen relativ leicht der lateralen Verlagerung. Flüssige Formulierungen werden eher lateral verlagert als Granulat. Schlecht lösliche Esterverbindungen können verstärkt abgetragen werden, wenn vor einem erosiven Oberflächenabfluss die Wirkstoffe durch nicht-erosive Regen in die oberste Bodenschicht eingewaschen werden und diese Bodenschicht anschließend der Bodenerosion unterliegt.	Wauchope 1978, Rohde et al. 1979, Wauchope & Leonard 1980a+b, Wauchope 1987



## 4.4 Austragspfade

### 4.4.1 Oberflächenabfluss / Bodenabtrag (Erosion)

Oberflächenabfluss und Bodenabtrag (Erosion) treten v. a. dann auf, wenn die Regenintensität das Infiltrationsvermögen des Bodens überschreitet und sich freies Wasser auf der Bodenoberfläche bildet. Ferner wird Erosion auch durch Sättigungsflächenabfluss, Schneeschmelzeereignisse und Niederschläge (auch geringer Intensität) auf gefrorenen Böden ausgelöst.

Differenzierend auf die Erosion wirken sich die Regenenergie (ROTH 1992), die Bodeneigenschaften (MARTIN 1988), die Hanglänge und -neigung (FELDWISCH 1995) sowie die Bodenbearbeitung und Bodenbedeckung (SOMMER et al. 1995) aus. Der Stoffaustrag wird jedoch nicht nur durch die zuvor genannten, die Erosion steuernden Einflussgrößen determiniert. Darüber hinaus sind insbesondere die chemisch-physikalischen Stoffeigenschaften (Adsorption / Desorption, Wasserlöslichkeit) von herausragender Bedeutung für den (lateralen)<sup>5</sup> Stoffaustrag. Auch die Zeitspanne zwischen der Ausbringung von Agrochemikalien und dem erosiven Niederschlagsereignis bestimmt die Höhe des Austrags; dies gilt insbesondere für die PSM-Wirkstoffe.

Auf den Einfluss der Bodenbearbeitungssysteme auf den lateralen Stoffaustrag ist schon in Kapitel 4.2 näher eingegangen worden. Anstelle der allgemeinen Zusammenhänge werden im Folgenden einige Untersuchungsergebnisse exemplarisch vorgestellt.

Bereits Ende der achtziger Jahre untersuchten FOY et al. (1989) den Einfluss der Bodenbearbeitung in Kombination mit einer Klärschlammausbringung auf den PSM-Austrag im Oberflächenabfluss. Die Versuchspartellen zeichneten sich durch folgende Parameter aus: 18 % Sand, 59 % Schluff, 23 % Ton, 3,7 % Humus und 1,4 g/cm<sup>3</sup> Lagerungsdichte; 5,5m Breite·18,3m Länge. Winterroggen stand bis 1 Woche vor Versuchsbeginn und wurde mit einer Paraquatanwendung in der Schossphase abgetötet. Auf der konventionellen Variante wurde der Aufwuchs weitestgehend entfernt, anschließend wurden die Stoppel mit einem zapfwellengetriebenen Bodenbearbeitungsgerät (rotary tiller) und einer Egge eingearbeitet. Auf der Direktsaat-Variante blieb der abgetötete Roggenbestand erhalten. Eine Tankmischung aus Atrazin, Simazin und Metolachlor wurde mit wirkstoffbezogenen Aufwandsmengen von 1,8, 1,8 und 2,2 kg/ha drei Tage vor der Regensimulation ausgebracht. Nach der Herbizidanwendung wurde Klärschlamm in der Varianten 0, 5, 8 und 11,6 t/ha verteilt. Auf der konventionellen Bodenbearbeitungsvariante wurde der Klärschlamm eingearbeitet bzw. nur oberflächlich verteilt, wohingegen auf der Direktsaat-Variante nur eine oberflächliche Verteilung erfolgte. Alle Varianten wurden auf jeweils 2 Parzellen durchgeführt. Die Ergebnisse sind in Tab. 4-12 aufgeführt.

---

<sup>5</sup> Die gleiche Aussage gilt auch für den vertikalen Austrag mit dem Sickerwasser, ist also kein Spezifikum für den lateralen Wirkstoffaustrag.

Auf der konventionellen Variante wurden im Vergleich zu der Direktsaat-Variante rund die doppelte bzw. dreifache Wirkstoffmenge an Triazinen bzw. Metolachlor lateral mit dem Oberflächenabfluss verlagert. Insofern bestätigen diese Ergebnisse die reduzierende Wirkung von Mulchmaterial und geringer Bodenbearbeitungsintensität auf den lateralen Stofftransport. Von besonderem Interesse bei dieser Untersuchung war jedoch der Einfluss des Klärschlammes auf den PSM-Austrag. Die Klärschlammgaben verringern den lateralen Austrag signifikant, allerdings nicht in allen Fällen. Dabei war es unerheblich, ob der Klärschlamm nur oberflächlich ausgebracht oder zusätzlich noch in den Boden eingearbeitet wurde. Die Klärschlammgaben werden die PSM-Austräge vor allem aufgrund zweier Mechanismen verringert haben: 1. Bereitstellung weiterer Adsorptionsplätze; 2. Mulcheffekt (Bodenbedeckung durch Klärschlamm). Insofern verwundert auch nicht, dass bei den Direktsaat-Varianten keine Verringerung durch die Klärschlammgaben nachweisbar war; der schon vorhandenen abgestorbenen Roggenbestand erfüllte die gleichen Aufgaben und die zusätzlichen Klärschlammgaben führten nicht zu einem gesteigerten Bodenschutz.

**Tab. 4-12: Triazin- bzw. Metolachlorausträge im Oberflächenabfluss in Abhängigkeit vom Bearbeitungssystem und von Klärschlammmanwendungsmengen nach künstlichem Niederschlag; schluffig-toniger Lehm (FOY et al. 1989)**

Bearbeitungs- system	Klär- schlamm (t/ha)	Verlust im Oberflächenabfluss				% des appl. Wirkstoffs <sup>a</sup>
		Regen			Gesamt	
		1	2	3		(g/ha)
<b>A) Triazine</b>						
Direktsaat	0	8,18	29,29	42,02	79,49	2,22 bc
	5,8	4,53	6,91	24,00	35,44	0,99 c
	11,6	6,00	19,34	43,77	69,11	1,94 c
konventionell, oberflächliche Ausbringung	0	62,82	56,13	63,07	182,02	5,08 a
	5,8	20,26	47,30	67,23	134,99	3,76 ab
	11,6	29,70	29,87	38,18	97,75	2,73 bc
konventionell, eingearbeitet	5,8	34,96	20,15	29,85	84,96	2,38 bc
	11,6	8,16	22,8	46,60	77,56	2,17 bc
<b>B) Metolachlor</b>						
Direktsaat	0	2,43	5,83	10,74	19,00	0,86 b
	5,8	1,72	5,7	7,03	14,45	0,66 b
	11,6	1,66	5,36	7,69	14,71	0,67 b
konventionell, oberflächliche Ausbringung	0	34,18	12,21	14,27	60,66	2,75 a
	5,8	9,63	12,73	13,12	35,48	1,61 ab
	11,6	11,51	7,70	10,05	29,26	1,33 ab
konventionell, eingearbeitet	5,8	14,32	3,40	6,19	23,91	1,08 b
	11,6	2,60	6,25	31,66	40,51	1,84 ab

<sup>a</sup> Mittelwerte mit gleichen Buchstaben sind bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 0,05 nicht signifikant verschieden (Multipler Rangtest nach Waller-Duncan)

WILLIAMS et al. (1996) führten Untersuchungen mit Trifluralin durch. Der Oberflächenabfluss wurde mit Abflussfallen aufgefangen. Drei Tage nach der Anwendung des Wirkstoffes auf 2 ha Ackerland mit 1,1 kg/ha Aufwandsmenge wurden Wirkstoffkonzentrationen zwischen 15 und 86 µg/l ermittelt (Tab. 3.15). Mit zunehmender Zeitspanne zwischen Anwendung und Abflussereignis nahmen die detektierten Wirkstoffgehalte tendenziell ab. Gleichzeitige Messungen in der Dränage des Versuchsfeldes beim ersten Abflussereignis erbrachten maximale Wirkstoffgehalte von 14,12 µg/l und mittlere abflussgewichtete Gehalte von 3,49 µg/l (0,032 g Wirkstoffaustrag = 0,001 % der Aufwandsmenge). Die Werte lassen jedoch keinen direkten Vergleich hinsichtlich der Relevanz der Eintragspfade zu, da für den Oberflächenabfluss keine Summenwerte vorliegen und insofern kein Frachtvergleich vorgenommen werden kann.

**Tab. 4-13: Trifluralin-Konzentrationen in Oberflächenabflussfallen nach Regenereignissen (WILLIAMS et al. 1996)**

Datum	Trifluralin-Konzentrationen (µg/l)			
	Falle 1	Falle 2	Falle 3	Falle 4
12. Nov. 92	20,00	86,00	15,50	-
09. Dez. 92	2,50	0,43	1,74	0,15
27. Dez. 92	0,99	2,00	0,61	0,91
20. Jan. 93	0,80	-	-	1,55

Zusammenfassend lässt sich die natürliche Erosionsdisposition eines Standortes mit Hilfe der Bodeneigenschaften, der Topografie und der Niederschlagsverhältnisse einstufen. Neben der natürlichen Erosionsdisposition wirken die Nutzungseinflüsse auf die tatsächliche Erosionsgefährdung ein. Eine schematische Zusammenstellung der wesentlichen Einflussfaktoren auf die Bodenerosion zeigt Abb. 4-9.

Schluff- und feinsandreiche Böden sind besonders erosionsgefährdet. Weiterhin wirken geringe Humusgehalte, geringe Basensättigungen, niedrige Steingehalte und feinkrümelige Bodenoberflächen erosionsfördernd. Große Hangneigungen und Hanglängen fördern Abflussgeschwindigkeit und Transportkapazität des Oberflächenabflusses, so dass eine hohe Erosionsgefahr besteht. Hohe Niederschlagssummen und -energien sind die auslösende Kraft für Oberflächenabfluss und Erosion.

Die wesentlichen Landnutzungseinflüsse, die erosionsmindernd wirken, lassen sich wie folgt zusammenfassen:

1. Energie des Niederschlags und des Oberflächenabflusses brechen durch dichte Pflanzenbestände oder Mulch.
2. Wasseraufnahmevermögen des Bodens erhöhen durch
  - Schaffen eines großen Porenvolumens,
  - Fördern kontinuierlicher Grobporen,

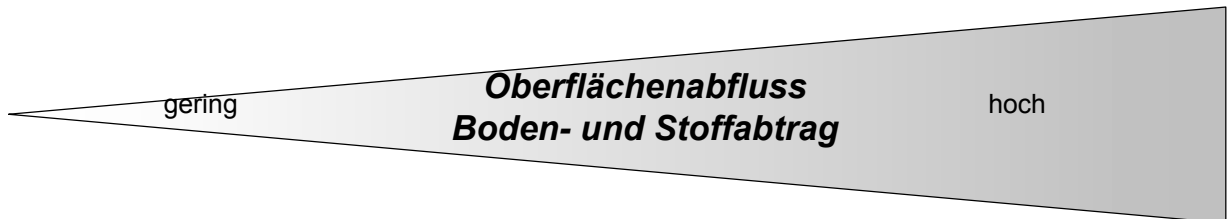
- Vermeiden von konvergierendem Oberflächenabfluss und Vermeiden von Schadverdichtungen.

Diese Ziele werden durch möglichst geringe Bodenbearbeitungsintensität, Vermeidung von Fahrspuren und durch Zufuhr organischer Substanz erreicht.

### 3. Stabilität des Bodengefüges verbessern durch

- möglichst geringe Bodenbearbeitungsintensität und
- Zufuhr organischer Substanz.

<b>Naturräumliche Ausstattung</b>		
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Bodenarten<sup>6</sup>: gS, mS, Ts, Tl, Tt, Ss, St2, St3, Lts, Tu2</li> <li>• hoher Humusgehalt</li> <li>• hohe Basensättigung</li> <li>• hoher Steingehalt</li> <li>• rauhe Bodenoberfläche, hohe Aggregatstabilität</li> <li>• geringe Hangneigung und -länge</li> <li>• vertikal konvexe oder gestreckte Hangformen</li> <li>• geringe Niederschlagsenergie, geringe Starkregenwahrscheinlichkeit</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Bodenarten: Su2, Sl, Lt2, Lt3, Ls3, Ls4, Tu3</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Bodenarten: fS, Su3, Su4, Slu, Lu, Ls2, Tu4, ffS, Uu, Us, Uls, Ut</li> <li>• geringer Humusgehalt</li> <li>• geringe Basensättigung</li> <li>• geringer Steingehalt</li> <li>• feinkrümelige Bodenoberfläche, geringe Aggregatstabilität</li> <li>• große Hangneigung und -länge<sup>7</sup></li> <li>• vertikal konkave Hangformen (Hangmulden, Talwege)</li> <li>• hohe Niederschlagsenergie, hohe Starkregenwahrscheinlichkeit</li> </ul>



<ul style="list-style-type: none"> <li>• (weitestgehend) ganzjähriger Pflanzenbestand, vielgliedrige Fruchtfolgen, mehrjährige Ackerfruchtfrüchte, Zwischenfruchtanbau</li> <li>• keine bzw. geringe Bodenbearbeitungsintensität</li> <li>• geringe bzw. keine Düngemittel- oder Pflanzenschutzmittelanwendungen, geringe Nährstoffbilanzüberschüsse, geringe Nährstoffgehalte im Boden</li> <li>• geringer Viehbesatz, dichte Grünlandnarbe</li> </ul>		<ul style="list-style-type: none"> <li>• häufige Brachezeiten oder geringe Bodenbedeckung, insbesondere zu Zeiten hoher Niederschlagsintensität (Gewitterregen), (weitestgehend) ohne Zwischenfruchtanbau, geringe Fruchtfolgediversität</li> <li>• hohe Bodenbearbeitungsintensität</li> <li>• hoher Düngemittel- oder Pflanzenschutzmitteleinsatz, hohe Nährstoffbilanzüberschüsse, hohe Nährstoffgehalte im Boden</li> <li>• hoher Viehbesatz, stark geschädigte Grünlandnarbe</li> </ul>
<b>Landnutzung</b>		

**Abb. 4-9: Wesentliche Einflussfaktoren auf die Bildung von Oberflächenabfluss und das Ausmaß der lateralen Boden- und Stoffausträge von landwirtschaftlich genutzten Böden**

<sup>6</sup> Nach KA4 (AG BODEN 1994); Reihung nach zunehmender Erodibilität. Insofern spiegelt die Einordnung der Bodenarten in Abb. 4-9 nur deren Bedeutung für partikuläre Stoffausträge wider.

<sup>7</sup> Gilt insbesondere für partikuläre Stoffausträge.

#### 4.4.2 Drän- / Zwischenabfluss

Die Verlagerung von Nährstoffen und PSM-Wirkstoffen wird im Wesentlichen durch die Standorteigenschaften wie Filter- und Pufferleistung der Böden, den Bodenwasserhaushalt und Topografie sowie durch die Nutzungsfaktoren wie Nutzungsform, Bodenbearbeitungs- und Bestellverfahren, Düngung und Pflanzenschutz beeinflusst. Die Einflüsse werden im Folgenden beschrieben und schematisch in Abb. 4-17 zusammengefasst.

##### 4.4.2.1 Nährstoffe

Einen umfassenden Literaturüberblick über die Konzentrationen und Frachten von Nährstoffen in Dränwässern geben WERNER et al. (1991). An dieser Stelle wird wiederum nur exemplarisch auf einzelne Untersuchungen eingegangen.

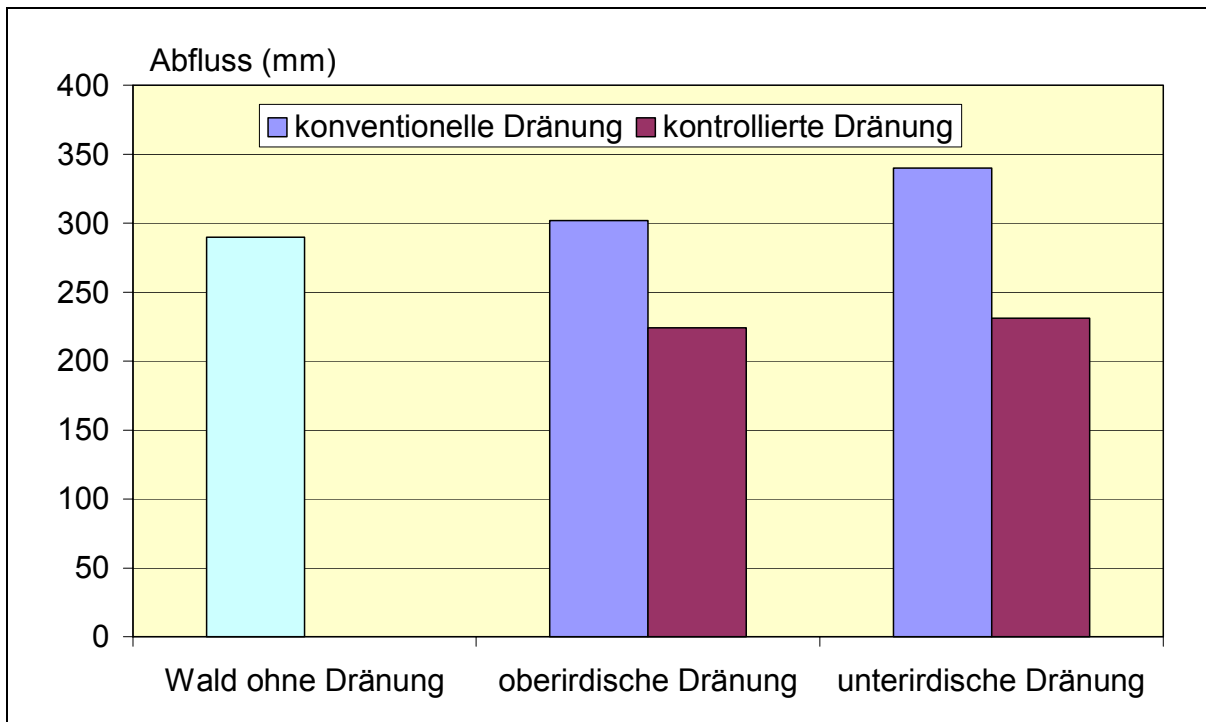
BASHKIN (1989) berichtet von jährlichen Stofffrachten im Dränabfluss eines Podsols der ehemaligen UdSSR. Im siebenjährigen Mittel flossen 18 % des Jahresniederschlags (664 mm) über die Dränungen ab. Bei vier Düngeintensitäten mit jährlich 0, 40, 80 und 135 kg Stickstoff je Hektar betrug der Nitrat-N-Austrag 1,8, 2,4, 2,7 bzw. 6,5 kg/(ha-a). Ammonium wurde im Dränabfluss nicht nachgewiesen, wohingegen der P-Austrag unabhängig von der Düngeintensität bei 0,1 kg/(ha-a) lag.

EVANS et al. (1995) untersuchten den Einfluss des Dränsystems und der Regulierung des Dränabflusses (= kontrollierte Dränung) auf den Gebietsabfluss und auf die Stickstoff- sowie Phosphorfracht<sup>8</sup>. Als Referenzgebiete zogen die Autoren natürliche Waldeinzugsgebiete heran, die keine anthropogenen Eingriffe in den Landschaftswasserhaushalt – also auch keine Dränung – aufwiesen. Die Untersuchungsgebiete wiesen eine durchschnittliche Klimatische Wasserbilanz von + 300 mm/a auf.

Der Gebietsabfluss wurde durch die konventionelle Dränung im Vergleich zu den Waldgebieten erhöht, wobei die unterirdische Rohrentwässerung mit +17 % eine deutlich höhere Abflusssteigerung verursachte als die oberflächliche Grabenentwässerung mit nur +4 % (Abb. 4-10). Im Gegensatz zur konventionellen Dränung bewirkte die kontrollierte Dränung eine Minderung des Gebietsabflusses gegenüber den Referenzgebieten um rund 20 %, unabhängig davon, ob die Dränung oberirdisch oder unterirdisch erfolgte.

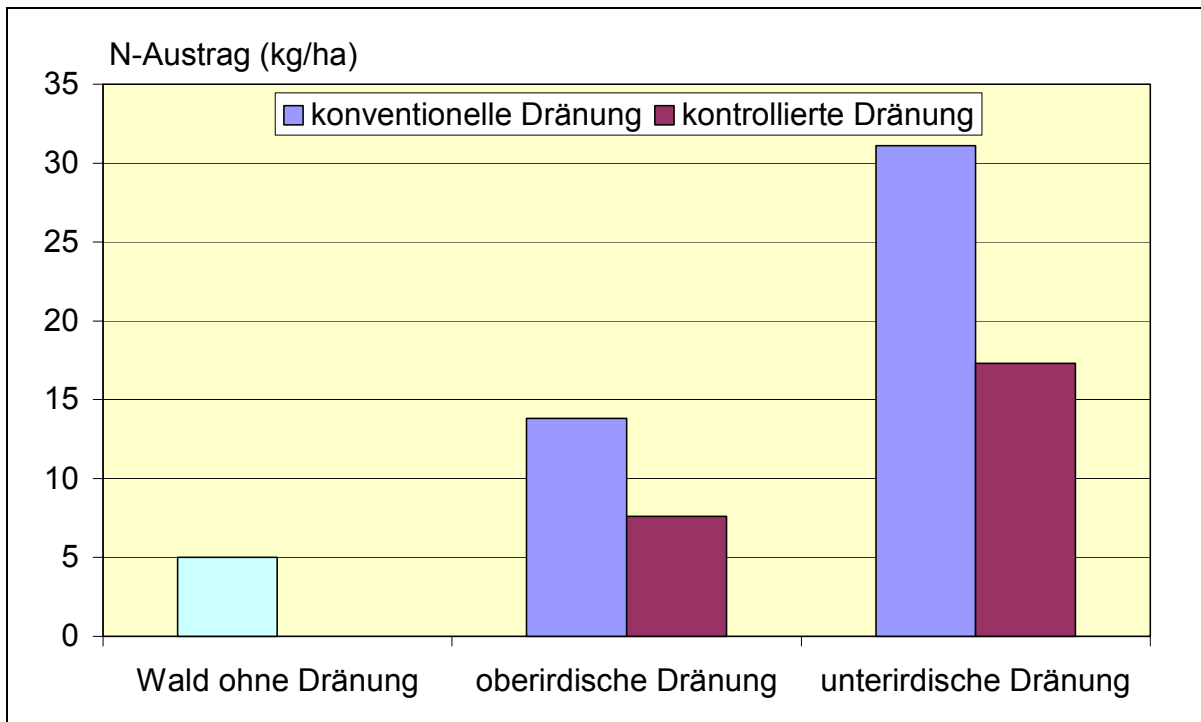
---

<sup>8</sup> Unter kontrollierter Dränung wird nach EVANS et al. (1995) und THOMAS et al. (1995) die aktive Beeinflussung des Grundwasserflurabstandes durch zeitliche Drosselung des Dränabflusses sowie die Minimierung der Schwankungen des Grundwasserspiegels verstanden. Weiterhin können belastete Dränwässer durch Schieber gezielt zurückgehalten werden.

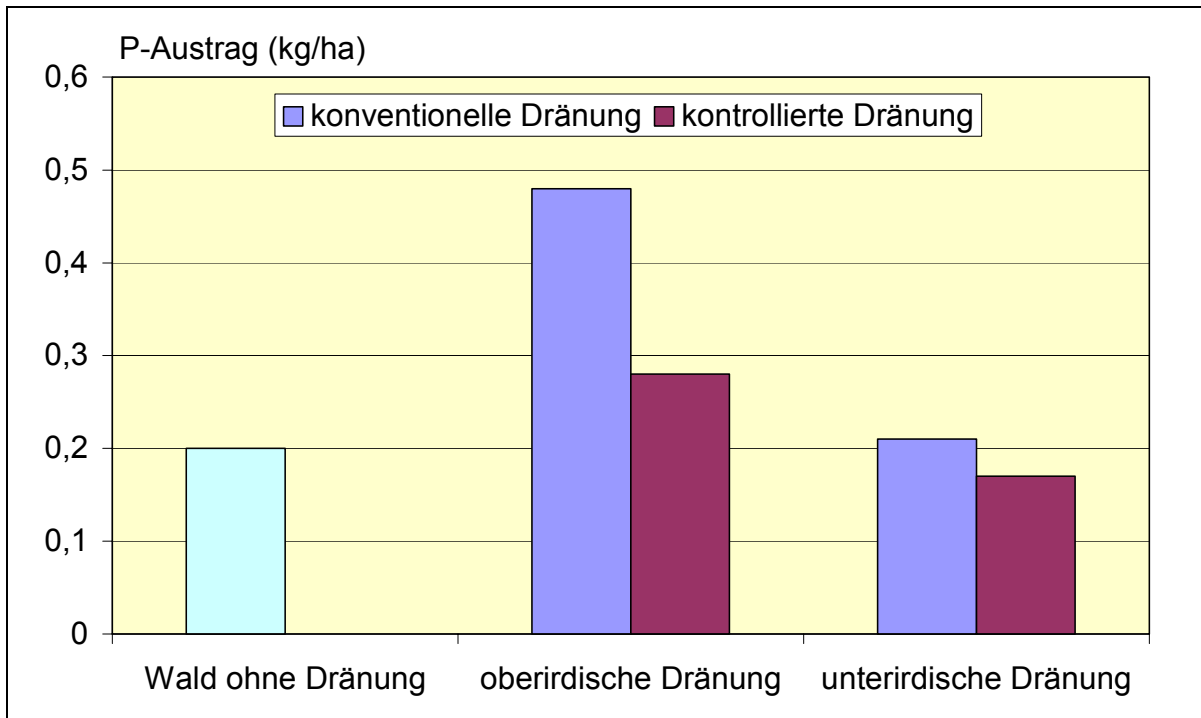


**Abb. 4-10: Gebietsabfluss von 14 Einzugsgebieten in North Carolina in Abhängigkeit vom Dränsystem und von der Regulierung des Dränabflusses (EVANS et al. 1995)**

Das Dränsystem und die Regulierung des Dränabflusses hatten auch einen Einfluss auf die Stickstoff- und Phosphorfrachten der Dränabflüsse. Die Stickstofffracht war in den konventionell gedränten Gebieten um das 3- bis 6-fache höher als in den Waldgebieten (Abb. 4-11). Die stärkere Zunahme der Stickstofffracht durch die unterirdische Rohrdränung muss in Zusammenhang mit der Bodenpassage des Dränabflusses gebracht werden: Während der Bodenpassage bis zur Dränung konnte das Sickerwasser mehr mineralischen Stickstoff aufnehmen als das oberflächlich abgeleitete Dränwasser. Die kontrollierte Dränung zeichnete sich durch geringere Frachtzunahmen aus; hier stieg die Stickstofffracht nur um das 1,5- bis 3-fache gegenüber den Referenzgebieten an. Der geringere Stickstoffaustrag der kontrollierten Dränung im Vergleich zur konventionellen Dränung wurde von EVANS et al. (1995) auf die gesteigerten Denitrifikationsverluste in den kontrolliert gedränten Gebieten zurückgeführt, die ihrerseits durch den höheren Grundwasserspiegel ausgelöst wurden. Der höhere Grundwasserspiegel der kontrolliert gedränten Gebiete hatte jedoch auch einen höheren Anteil an Oberflächenabfluss am Gebietsabfluss zur Folge, so dass die Gesamtstickstofffracht (Kjeldahl-N) durch erosive Einträge zum Teil erhöht war.



**Abb. 4-11: Jährliche Stickstofffracht im Dränabfluss von 14 Einzugsgebieten in North Carolina in Abhängigkeit vom Dränsystem und von der Regulierung des Dränabflusses (EVANS et al. 1995)**



**Abb. 4-12: Jährliche Phosphorfracht im Dränabfluss von 14 Einzugsgebieten in North Carolina in Abhängigkeit vom Dränsystem und von der Regulierung des Dränabflusses (EVANS et al. 1995)**

Die Phosphorfracht der Dränwässer wurde durch die oberflächliche Dränung um das 1,5- bis 2,5-fache angehoben, wohingegen die unterirdische Dränung keinen deutlichen Einfluss auf die Phosphorfracht hatte (Abb. 4-12). Die kontrollierte Dränung zeichnet sich im Vergleich zur konventionellen Dränung jeweils durch geringere Phosphorfrachten aus. Abweichend von dieser Regel berichten SKAGGS et al. (1994) von erhöhten Phosphor- und Sedimentfrachten in unterirdischen Dränungen in Gebieten, deren Böden zu Schrumpfrissbildung neigen, so dass durch Makroporenfluss der Oberflächenabfluss unter Umgehung der Bodenmatrix unmittelbar in die Dränrohre übertritt. Weiterhin kann der Phosphortransport in unterirdischen Dränungen gegenüber oberirdischen Dränungen in Böden mit hohem Humusgehalt und hohem Anteil leicht verfügbaren Phosphors ansteigen (DEAL et al. 1986).

#### 4.4.2.2 Pflanzenschutzmittel

KEIM et al. (1989) berichten von Herbizidkonzentrationen im Dränwasser von bis zu 11,66 µg/l (Tab. 4-14); die Autoren untersuchten die Dränwässer eines sandigen Lehmbodens

**Tab. 4-14: Herbizidkonzentrationen (in µg/l) im Dränwasser eines sandigen Lehmbodens und eines schluffigen Tonbodens im Zeitraum Mai 1987 bis August 1988 (KEIM et al. 1989)**

Herbizid	Spannweite der Konzentrationen	positive Befunde		
		arith. Mittel	Median	Anzahl
I. Sandiger Lehmboden, Maisanbau				
Alachlor	-	1,36	1,36	1
Atrazin	0,06 – 11,66	3,01	2,65	20
Cyanazin	0 – 0,09	0,07*	0,07*	4
Metolachlor	-	n.g.	n.g.	0
Metribuzin	-	n.g.	n.g.	0
II. Schluffiger Tonboden, Mais- und Sojabohnenanbau				
Alachlor	0 – 0,97	0,42	0,39	9
Atrazin	0 – 2,30	0,87	0,83	15
Cyanazin	0 – 2,50	1,05	0,92	9
Metolachlor	0 – 0,99	0,60	0,60	2
Metribuzin	0 – 0,09	0,06*	0,06*	4

Erläuterungen:

n.g. = nicht gemessen; \* unterhalb der Nachweisgrenze

und eines schluffigen Tonbodens auf 5 Herbizide, dabei dominierte bei den positiven Befunden Atrazin sowohl hinsichtlich der Konzentration als auch hinsichtlich der Anzahl an



Befunden. Unterschiede im Austragsverhalten der Böden lassen sich aufgrund der begrenzten Datenlage allenfalls für Atrazin abschätzen; dieser Stoff wurde auf dem sandigen Lehmboden häufiger und in höherer Konzentration detektiert als auf dem schluffigen Tonboden. Dieser Unterschied wird auf die geringere Anzahl an Sorptionsplätzen und auf die gleichzeitig höhere Sickerwasserspende des sandigen Lehmbodens im Vergleich zum schluffigen Tonboden zurückzuführen sein.

Auch zahlreiche andere Autorengruppen verdeutlichen die Bedeutung des Transportes von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen in Dränungen. MÜLLER-WEGENER et al. (1994) wiesen im Einzugsgebiet der Stevertalsperre im Dränwasser s-Triazin-Konzentrationen bis 4 µg/l, Chlortoluron bis 25 µg/l und Isoproturon bis 30 µg/l nach. TRAUB-EBERHARD et al. (1995a+b) fanden in Dränwässern der Soester Börde und in Brandenburg Maximalgehalte von 62 µg/l Isoproturon und 1,4 µg/l Terbuthylazin; alle anderen Wirkstoffe wiesen Maximalwerte unter 1 µg/l auf.

Der relative Wirkstoffaustrag im Verhältnis zur Aufwandsmenge, der über Dränabflüsse stattfindet, liegt in den meisten Untersuchungen unter 0,1 % (BOVEY et al. 1975, WHITE et al. 1976, V.STYRK & BOLTON 1977, BENGSTON et al. 1990, SOUTHWICK et al. 1990, KLADVIKO et al. 1991, HURLE & LANG 1992, BUHLER et al. 1993, HURLE et al. 1994, FRIMMEL & HETTRICH 1993, EVANS et al. 1995, FISCHER 1996). Auch die Wirkstoffkonzentrationen sind in Dränabflüssen deutlich niedriger als in Oberflächenabflüssen (LEONARD 1990, BENGSTON et al. 1990, SOUTHWICK et al. 1990, MÜLLER-WEGENER et al. 1994). Insofern wird von den meisten Autoren der Dränung eine untergeordnete Bedeutung hinsichtlich der Belastung oberirdischer Gewässer durch Pflanzenschutzmittelwirkstoffe beigegeben, wenngleich es große regionale Unterschiede gibt, die v. a. auf unterschiedliche Dränflächenanteile zurückzuführen sind.

BAKER & JOHNSON (1983) unterstreichen die Möglichkeit, durch gezielte Entwässerungsmaßnahmen den lateralen Wirkstoffaustrag mit dem Oberflächenabfluss zu reduzieren. Dieser Effekt beruht auf den durchschnittlich geringeren Anfangswassergehalten der gedränten Böden im Vergleich zu ungedränten Böden, so dass gedränte Flächen eine höhere Wasserspeicherung aufweisen und eine Verzögerung des Abflussbeginns sowie eine Reduzierung des Oberflächenabflussvolumens bedingen. So berichten BENGSTON et al. (1990), dass auf einem ebenen Standort nur 3 % des Atrazinaustrages und 11 % des Metolachloraustrages über Dränungen stattfanden und dass der Rest lateral mit dem Oberflächenabfluss von der Anwendungsfläche abtransportiert wurde. Der Gesamtabtrag der gedränten Fläche lag gegenüber den ungedränten Vergleichsflächen um 51 % bzw. 55 % niedriger. Versuche mit Alachlor und Norflurazon ergaben Austragsreduzierungen auf gedränten Flächen im Vergleich zu ungedränten Flächen um 34 % bzw. 31 % (BENGSTON & SOUTHWICK 1993).

Hohe Wirkstoffkonzentrationen und hohe relative Austräge bis 3 % der Aufwandsmenge werden dann beobachtet, wenn Makroporenfluss insbesondere während intensiver Nie-

derschläge unmittelbar nach der Anwendung auftritt (MUIR & BAKER 1976, LEONARD 1990, BENGTON et al. 1990, SOUTHWICK et al. 1990, KLADVIKO et al. 1991, TRAUB-EBERHARD et al. 1995a+b, WILLIAMS et al. 1995 u. 1996, STANGE et al. 1998, SCHÄFFER et al. 2003).

Des Weiteren sind die Wirkstoffeigenschaften in Verbindung mit den üblichen Anwendungsterminen entscheidend für die Belastung des Dränabflusses (BRÜMMER et al. 1994). Der Hauptteil der PSM wird im Frühjahr ausgebracht. Da während der Sommermonate die Dränabflüsse in der Regel stark zurückgehen bzw. die Dränungen trocken fallen, unterliegen die im Frühjahr ausgebrachten PSM meist erst bei Wiederanstieg der Dränabflüsse im Herbst der vertikalen Verlagerung. Nicht persistente PSM werden in den Sommermonaten größtenteils bzw. vollständig abgebaut, so dass sie unter diesen Bedingungen nicht bzw. nur geringfügig mit dem wieder anspringenden Dränabfluss im Herbst ausgetragen werden. Aus diesem Grund findet man im Dränwasser bevorzugt persistente Verbindungen. So ermittelten beispielsweise KLADVIKO et al. (1991) für den hochpersistenten Wirkstoff Carbofuran saisonale Dränausträge von 0,15 % bis 0,97 %, wohingegen die im Vergleich zum Carbofuran weniger persistenten Verbindungen Atrazin und Cyanazin nur zu 0,01 % bis 0,06 % und das leicht abbaubare Alachlor nur zu 0,01 % ausgetragen wurden.

HURLE (1992) ermittelte in 80 Dränwasserproben in gut 30 % der Proben das relativ persistente Atrazin; der Autor hatte jedoch bei den relativ leicht abbaubaren Stoffen Dichlorprop und Isoproturon nur in rund 9 % bzw. 8 % der Proben Positivbefunde. BUHLER et al. (1993) detektierten in 97 % der untersuchten Dränwasserproben Atrazin, wohingegen das gleichzeitig ausgebrachte Alachlor nur in 2 % der Proben nachweisbar war. Zu vergleichbaren Ergebnissen zum Einfluss der Wirkstoffpersistenz auf die relativen Austräge kommen auch andere Autoren (BOVEY et al. 1975, WHITE et al. 1976).

Nach einer Herbstanwendung unterliegen PSM meist stärker der vertikalen Verlagerung als nach einer Frühjahrsanwendung. Diese Beobachtung ist einerseits auf die höheren Sickerwasserraten im Herbst und Winter, andererseits auf den langsameren Abbau bei zurückgehenden Temperaturen zurückzuführen (BRÜMMER et al. 1994). So konnten DENKLER & BRÜMMER (1992) anhand der Tiefenverteilung des Wirkstoffes Methabenzthiazuron nach Frühjahrs- und Herbstanwendung nachweisen, dass der Wirkstoff nach einer Herbstapplikation deutlich stärker vertikal verlagert wurde.

KREUGER & BRINK (1988) ermittelten die Austräge von MCPA<sup>9</sup> und Dichlorprop nach Anwendung im Frühjahr/Sommer und im Herbst. Nach der Anwendung im Frühjahr bzw. Sommer konnten die Wirkstoffe 1 bis 14 Tage lang im Dränwasser nachgewiesen werden; maximal wurden 0,06 % der Aufwandsmenge (1,5 bis 2 kg/ha) ausgetragen. Nach der Herbstausbringung waren die Wirkstoffe je nach Bodentextur bis zu 29 Tage in schweren Böden und bis zu 102 Tage in leichten Böden aufzufinden; der relative Austrag erhöhte sich auf Werte zwischen 0,06 bis 0,9 % der Aufwandsmenge.

---

<sup>9</sup> MCPA = (4-chloro-2-methylphenoxy)acetic acid, Herbizid

Die Bedeutung der Persistenz und der Sorptionseigenschaften der Wirkstoffe für die Kontamination des Dränwassers verdeutlichen die Untersuchungen von GIEßL (1988). Die Versuche fanden auf einem schluffig-tonigen Lehmboden statt, der in 80 bis 100 cm Tiefe gedränt war. Der Autor untersuchte die Belastung des Dränwassers mit Terbutylazin, Pendimethalin und Atrazin unter Maiskulturen. Atrazin war nach einer zehnjährigen Maismonokultur mit jährlichen Wirkstoffaufwandsmengen zwischen 1 und 2 kg/ha auch drei Jahre nach der letzten Anwendung immer noch in Konzentrationen von 0,04 bis 0,17 µg/l nachweisbar. Die relative hohe Persistenz des Atrazins sorgt also auch Jahre nach der Anwendung noch für eine deutliche Belastung des Dränwassers. Das relativ mobile und weniger persistente Terbutylazin wurde nach erstmaligem Einsatz in Aufwandsmengen von 1 kg/ha bereits nach 14 Tagen im Dränwasser gefunden und trat ganzjährig in Konzentrationen zwischen 0,13 und 27,7 µg/l auf. Das sehr stark adsorbierbare Pendimethalin, welches ebenfalls auf der Versuchsfläche erstmalig in Aufwandsmengen von 1,65 kg/ha angewendet wurde, konnte jedoch im Dränwasser nicht gefunden werden. Demnach verhielten sich die beiden letztgenannten Wirkstoffe entsprechend ihrer Sorptionseigenschaften: Das schwach sorbierbare Terbutylazin wurde bis zur Dränung verlagert, wohingegen das sehr stark sorbierbare Pendimethalin nicht bis zur Dränung verlagert wurde.

Die Differenzierung in der Verlagerungsgeschwindigkeit von Wirkstoffen mit stark abweichenden Sorptionseigenschaften ist nicht immer so deutlich wie es GIEßL nachweisen konnte. So fanden TRAUB-EBERHARD et al. (1995a+b) im Dränabfluss eines lehmigen Schluffbodens (Dräntiefe ca. 100 cm) nur wenige Tage nach der Herbstanwendung sowohl Isoproturon als auch Pendimethalin, die sich stark in ihren Sorptionseigenschaften und in ihrer Wasserlöslichkeit unterscheiden. Die Autoren führten diese Befunde kurz nach der Anwendung auf Makroporenfluss zurück. Das relativ schwach sorbierte und gut wasserlösliche Isoproturon konnte in Maximalkonzentrationen bis 62 µg/l und das sehr stark sorbierte und gering wasserlösliche Pendimethalin in Konzentrationen bis 0,7 µg/l detektiert werden. Im Untersuchungszeitraum November 1992 bis April 1993 wurden auf verschiedenen Versuchsflächen ca. 0,09 bis 0,4 % der Aufwandsmenge von Isoproturon und nur  $\leq 0,001$  % des Pendimethalin mit dem Dränwasser verlagert.

In den Untersuchungen von FOY & HIRANPRADIT (1989), die schon weiter oben bei den Ergebnissen zur Erosion vorgestellt wurden, konnte bei den Direktsaat-Parzellen interessanterweise auch Zwischenabfluss beobachtet werden, der in die unterhalb der Parzellen liegenden Messgruben austrat. Messungen ergaben, dass ca. 2,5 % des Niederschlags als Zwischenabfluss in die Messgrube austraten. Die durchschnittliche Atrazinkonzentration in diesem Abfluss betrug 405 µg/l (175 – 589 µg/l). Mit dem erfassten Zwischenabfluss wurden in gelöster Form im Mittel 0,46 % der Anwendungsmenge (= 20,01 mg) und in gebundener Form an Sediment 0,02 % (= 0,80 mg) ausgetragen (Tab. 4-15).

**Tab. 4-15: Atrazinverluste im Zwischenabfluss von Direktsaat-Parzellen im Maisbestand (FOY & HIRANPRADIT 1989)**

<b>A) gelöster Austrag</b>						
Wiederholung	Gefälle	Zwischenabfluss von 9 m <sup>2</sup>	Regenhöhe	Atrazinkonz. im Zwischenabfluss	Atrazinverlust im Zwischenabfluss von 9 m <sup>2</sup>	
	(%)	(Liter)	(mm)	(mg/Liter)	(mg)	(% der angewandten Dosis)
I	9,1	65,45	134,4	0,175	11,454	0,266
II	8,8	38,18	138,9	0,486	18,567	0,431
III	12,6	83,64	86,6	0,589	49,297	1,144
IV	9,9	2,0	175,5	0,368	0,736	0,017
Mittelwert	10,1	47,32	133,9	0,405	20,014	0,465

<b>B) gebundener Austrag</b>				
	ausgewaschenes Sediment im Zwischenabfluss	Atrazinkonz. im ausgewaschenen Sediment	Atrazinverlust mit dem ausgewaschenen Sediment von 9 m <sup>2</sup>	
	(g)	(mg/kg)	(mg)	(% der angewandten Dosis)
I	135,90	0,540	0,635	0,015
II	193,25	1,280	1,308	0,030
III	38,4	1,240	0,539	0,013
IV	-	-	0,712	0,017
Mittelwert	91,89	0,765	0,799	0,019

Darüber hinaus ermittelten die Autoren 5 Monate nach der Atrazinanwendung auch die Bodengehalte bis zu einer Tiefe von 81,3 cm (Tab. 4-16). Innerhalb dieser Zeitspanne wurde der Wirkstoff bei beiden Bodenbearbeitungssystemen mindestens bis 81,3 cm verlagert. Entsprechende Referenzmessungen in unbehandelten Parzellen ergaben keine nachweisbaren Wirkstoffgehalte im gesamten Bodenprofil. Die vergleichsweise schnelle Tiefenverlagerung wird von den Autoren auf den Boden mit hoher Wasserleitfähigkeit und Makroporenfluss zurückgeführt, wie die Ergebnisse zur Direktsaat-Variante eindrucksvoll demonstrierten (Tab. 4-15).

In der konventionellen Bodenbearbeitungsvariante waren die Atrazinkonzentrationen durchweg höher als bei der Direktsaat-Variante; bis auf die Bodentiefe 20,3 bis 40,6 cm waren diese Differenzen statistisch signifikant. Im untersuchten Bodenvolumen wurden

noch rund 11 % der Aufwandsmenge (= 47,8 mg) in der konventionellen Variante gefunden, wohingegen in der Direktsaat-Variante nur rund 4 % (= 19,8 mg) nachgewiesen wurden. Inwieweit die Differenzen zwischen den beiden Systemen auf unterschiedliche Abbauraten zurückzuführen waren – die Autoren vermuteten erhöhte Abbauleistungen unter Direktsaat – oder ob ggf. auch erhöhter Makroporenfluss in der Direktsaat-Variante schon zu einer Tiefenverlagerung des Atrazins unterhalb des untersuchten Bodenprofils geführt hatte und insofern die niedrigeren Wirkstoffkonzentrationen in der Bodenmatrix der Direktsaat-Variante zu erklären wären, lässt sich anhand der Autorenangaben nicht mehr sicher klären. Jedoch deutet der bei der Direktsaat-Variante erfasste Zwischenabfluss in Verbindung mit der Bodenbeschreibung auf einen nicht unerheblichen Makroporenfluss hin, der die Unterschiede in der Wiederfindungsrate des Wirkstoffs im Bodenprofil mit verursacht haben könnte.

**Tab. 4-16: Atrazinkonzentrationen in verschiedenen Bodentiefen der konventionellen bzw. Direktsaat-Varianten 5 Monate nach der Anwendung (FOY & HIRANPRADIT 1989)**

Verfahren	Atrazingehalt (mg/kg) in verschiedenen Bodentiefen (cm)			
	0 - 20,3	20,3 - 40,6	40,6 - 61,0	61,0 - 81,3
konventionell	0,045 a	0,041 a	0,038 a	0,033 a
Direktsaat	0,017 b	0,025 a	0,011 b	0,012 b

<sup>a</sup> Mittelwerte mit gleichen Buchstaben (spaltenweiser Vergleich) sind bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 0,05 nicht signifikant verschieden (Multipler Rangtest nach Duncan)

Intensive Untersuchungen zum Wirkstoffaustrag liegen auch aus Großbritannien vor (WILLIAMS et al. 1996)<sup>10</sup>. Zwischen 1987 und 1993 wurden in einem 1,5 km<sup>2</sup> großen Einzugsgebiet (Rosemaund, 15 km nordöstlich von Hereford) Analysen von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen im Wasser (Bach, Gräben und Dränabflüssen) und Boden (Festschubstanz und Bodenwasser) vorgenommen. Insgesamt wurden die Proben auf 19 Wirkstoffe hin untersucht. Dabei wurden auch Stoffe berücksichtigt, die normalerweise als immobil im Boden gelten. In der Regel wurden weniger als 1 % der angewendeten Wirkstoffe im

<sup>10</sup> Einzugsgebietscharakteristika: Das gesamte, schwach geneigte Einzugsgebiet (Generalgefälle ~ 2 %) wird von einer Versuchsstation bewirtschaftet; außer dem Versuchsbetrieb liegen keine weiteren landwirtschaftlichen Betriebe im Einzugsgebiet. Entwässert wird das Einzugsgebiet durch einen Bach, der bis auf extreme Trockenjahre permanent wasserführend ist. Im Jahresdurchschnitt fallen 664 mm Niederschlag. Die Böden sind überwiegend schwach bis stark schluffige Tonböden. Sie zeichnen sich durch intensive Schumpfrisse aus. Der überwiegende Teil des Einzugsgebietes ist gedränt. In 1 bis 3 m Tiefe steht nahezu wasserundurchlässiges Ausgangsgestein an. Insgesamt kann das Einzugsgebiet als „Worst-Case“-Einzugsgebiet hinsichtlich des Austrags von PSM-Wirkstoffen über Makroporen und Dränungen angesehen werden: Die intensive Schumpfrissbildung der Böden in Verbindung mit dem wasserundurchlässigen Untergrund und der intensiven Dränung ermöglichen einen schnellen Transport von Agrochemikalien von den landwirtschaftlichen Nutzflächen in das Fließgewässer. Das hydrologische Regime des Rosemaund-Gebietes ist typisch für Großbritannien; rund 32 % der Böden weisen ausgeprägt Makroporenfluss (bypass flow) auf. Das Einzugsgebiet wird nach den Regeln der guten fachlichen Praxis bewirtschaftet, so dass die Konzentrationen der PSM-Wirkstoffe im Boden und im Wasser Resultat der normalen landwirtschaftlichen Anwendung sind.

Bach detektiert; lediglich in einem Fall wurden während eines ergiebigen Niederschlages 1,1 % der Aufwandsmenge ausgetragen (siehe unten). Die Verlagerung der Stoffe in den Bach vollzog sich meist innerhalb weniger Stunden nach ausgiebigen Niederschlägen (> 10 mm) in den Monaten November bis April. Als überwiegenden Eintragspfad schätzen die Autoren die Dränungen in Verbindung mit Makroporenfluss ein<sup>11</sup>.

Von den 123 untersuchten Abflussereignissen wiesen 11 im Hinblick auf Pflanzenschutzmittelwirkstoffe keine Befunde oder Befunde unterhalb der Nachweisgrenze im Bachwasser auf. 25 Ereignisse zeichneten sich durch Spitzenkonzentrationen über 10 µg/l aus. Weitere 48 Ereignisse hatten maximale Konzentrationen zwischen 1 – 10 µg/l, die restlichen 50 Ereignisse unterhalb von 1 µg/l. Bei 90 Ereignissen (> 70 % der Ereignisse) lag der mittlere abflussgewichtete Wirkstoffgehalt über 0,1 µg/l.

Generell lagen die Befunde in den untersuchten Dränungen höher als im Bach; mit 264 µg/l war die Spitzenkonzentration in den Dränungen rund viermal höher als der höchste Befund im Bach (68 µg/l).

Bei den Untersuchungen war der Bodenwasserhaushalt der dominante steuernde Eintragsfaktor, wobei die Anwendungsmenge und die Wirkstoffeigenschaften auch eine gewisse Bedeutung hatten. Wie gering der Einfluss der beiden letztgenannten Faktoren war, konnte anschaulich anhand des Insektizids Deltamethrin gezeigt werden. Obwohl die Aufwandsmenge mit nur 5 g/ha äußerst gering war, wurde der Wirkstoff mit bis zu 1,9 µg/l detektiert. Ähnliche Ergebnisse zeigten die Wirkstoffe Chlorpyrifos, Trifluralin und Fenproimorph, die normalerweise alle nicht zu den Stoffen gezählt werden, die zur Versickerung neigen. Nahezu das gesamte Deltamethrin und ein großer Anteil der anderen drei genannten Wirkstoffe wurden an feine Bodenpartikel gebunden transportiert (Co-Transport) und mit dem Dränwasser ausgetragen.

Exemplarisch für die vielfältigen Untersuchungsergebnisse wird im Folgenden auf ein Niederschlagsereignis am 8./9. Januar 1992 eingegangen. Innerhalb von 24 Stunden fielen 72,5 mm Niederschlag; solch ein Niederschlag hat im Untersuchungsgebiet eine Wiederkehrwahrscheinlichkeit von einmal in 50 Jahren. Der Niederschlag bewirkte eine Abflussänderung von rund 0,5 l/sec auf maximal 115 l/sec während des Abflussscheitels; anschließend sank der Abfluss kontinuierlich ab bis auf rund 1,5 l/s zum Versuchsende.

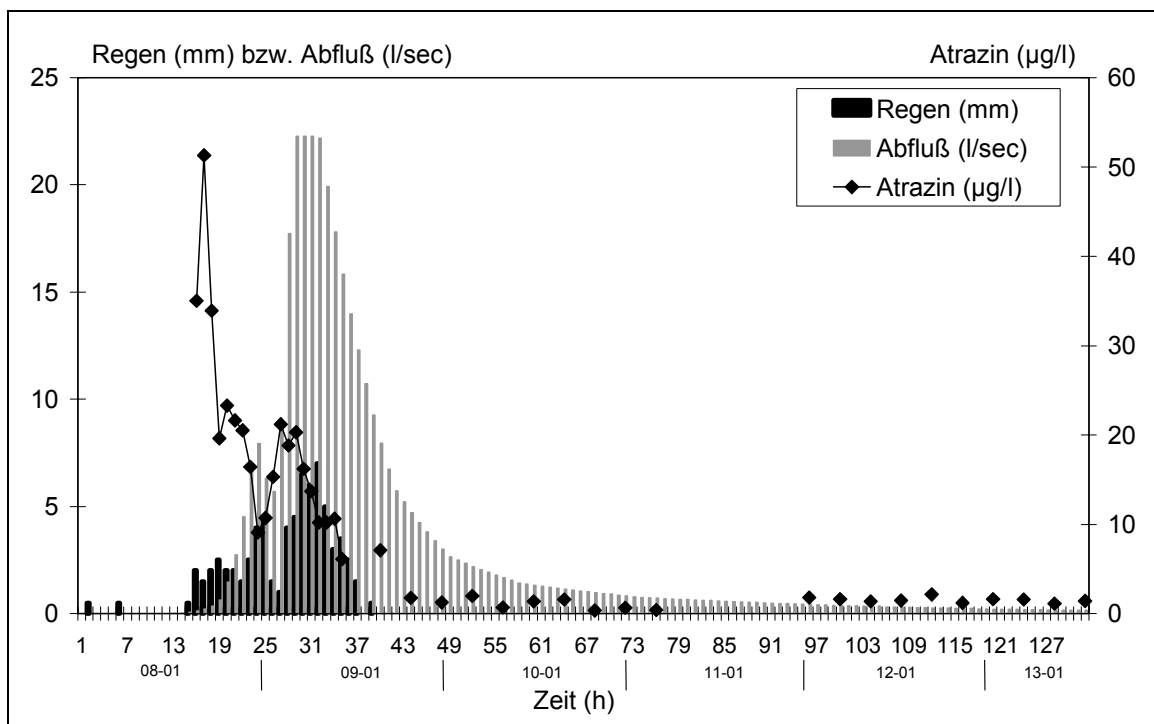
Für dieses Ereignis liegen Messwerte aus einem ca. 5,5 ha großen Teileinzugsgebiet vor, das über ein Dränsystem in den Bach entwässert (Probestelle D). Rund 100 m unterhalb der Einmündungsstelle des Dränsystems wurden im Bach (ca. 1/5 des Gesamteinzugsgebietes) ebenfalls Messungen vorgenommen (Probestelle B). Neben der Hochwasserwelle wurde auch der ausklingende Ast der Welle beprobt; nach anfänglich stündlicher

---

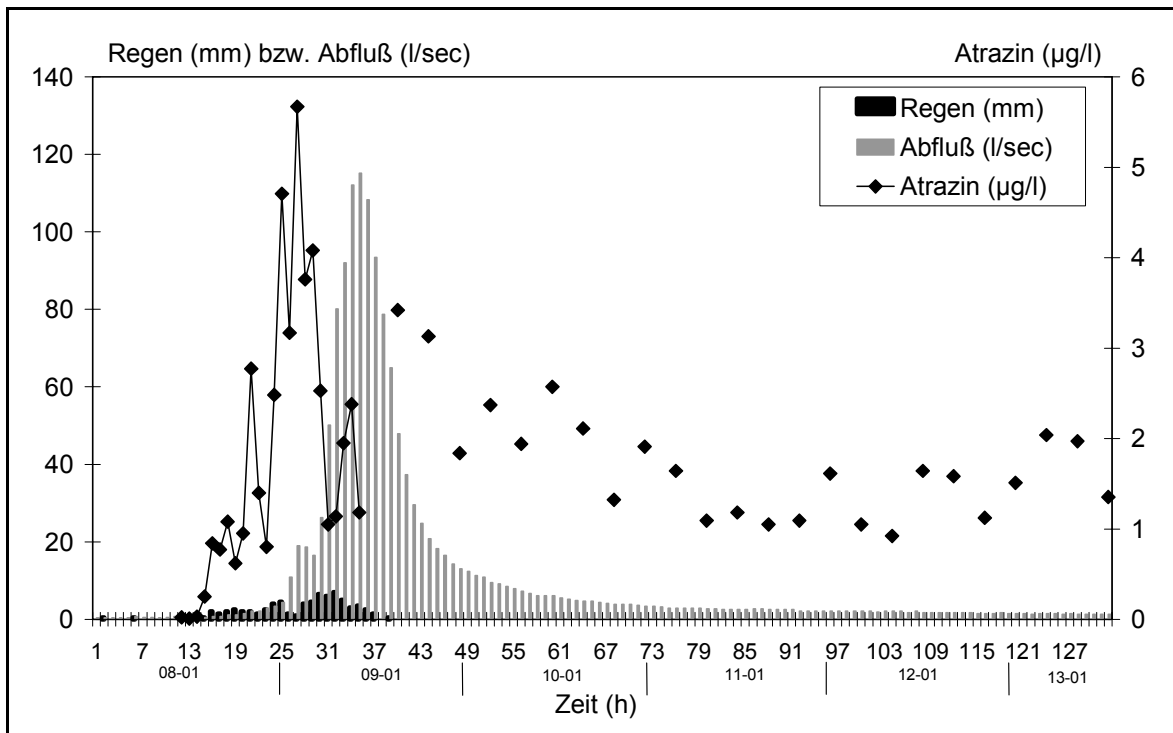
<sup>11</sup> Die Befrachtung des Baches durch Hofflächenabläufe des Versuchsbetriebes werden als vernachlässigbar angesehen. Auf Nachfrage wurde mitgeteilt, dass einzelne Befunde unterhalb der Hofanlage auf diesen Eintragspfad zurückgeführt werden. Diese Befunde wiesen jedoch nur sehr geringe Frachtanteile auf (MATTHIESSEN 1998).

Probennahme wurde anschließend im 4-Stunden-Rhythmus der Wirkstoffgehalt erfasst. Dem Niederschlag vorausgegangen waren Pflanzenschutzmitteanwendungen. Am 27. November 1991 wurde Atrazin in einer Aufwandsmenge von 2,8 kg/ha auf 2,14 ha (D) und 5,2 ha (B) angewendet. Der Wirkstoff Carbofuran (Insektizid) wurde mit 3 kg/ha auf 1 ha (D) und 3 ha (B) in einem Körnerrapsbestand eingesetzt. Bis zum 8./9. Januar fiel nur sporadisch geringer Regen.

Nach einsetzendem Dränabfluss wurden sehr hohe Atrazinkonzentrationen bis 51,3 µg/l gemessen, die bis zum Abflussscheitel (22,27 l/s) zwischen rund 10 und 25 µg/l schwankten und nach dem Abflussscheitel auf Werte um 2 µg/l abnahmen. Vier Tage nach Regenende wurde am 13. Januar die Probennahme bei einer Dränspende von 0,14 l/sec und einer Atrazinkonzentration von 1,4 µg/l abgebrochen. Der durchschnittliche abflussgewichtete Wirkstoffgehalt lag bei 10,6 µg/l. Insgesamt wurden 13,5 g Atrazin ausgetragen, was einem Anteil von 0,22 % der Aufwandsmenge entspricht (Abb. 4-13). Im Bach wurden deutlich geringere Gehalte gemessen (Abb. 4-14); bei einer maximalen Konzentration von 5,7 µg/l betrug die abflussgewichtete Atrazinkonzentration 2 µg/l.



**Abb. 4-13: Gelöste Atrazinkonzentrationen im Dränabfluss nach 71,5 mm Niederschlag im Einzugsgebiet Rosemaund (HACK 1992, WILLIAMS et al. 1996)**



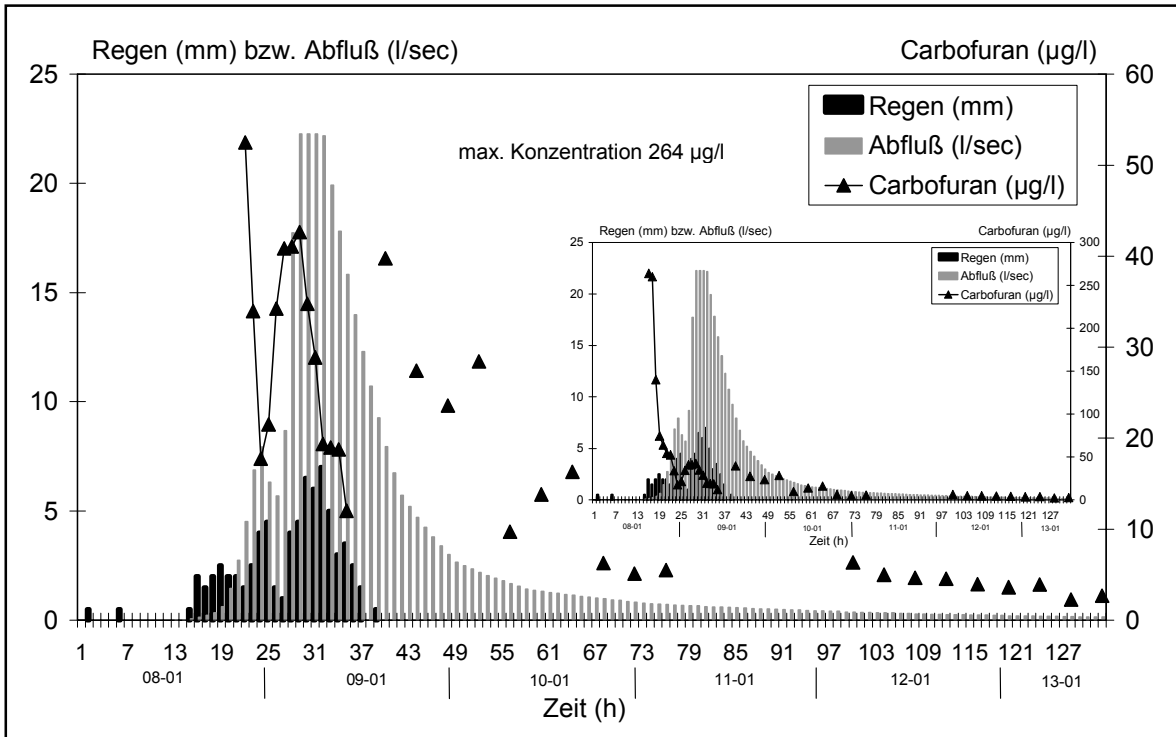
**Abb. 4-14: Atrazingehalte im Bachabfluss nach 71,5 mm Niederschlag im Einzugsgebiet Rosemaund (HACK 1992, WILLIAMS et al. 1996)**

Mit 264 µg/l Carbofuran im Dränabfluss wurde die höchste Wirkstoffkonzentration der gesamten Untersuchungsperiode gemessen (Abb. 4-15(a); siehe auch Untergrafik). Die abflussgewichtete Konzentration lag bei 25,7 µg/l. Mit 32,8 g Carbofuran wurden rund 1,1 % der Aufwandsmenge über die Dränung ausgetragen. Im Bach betrug die maximale Konzentration 26,8 µg/l Carbofuran (Abb. 4-15(b)), die abflussgewichtete Konzentration war 10,4 µg/l.

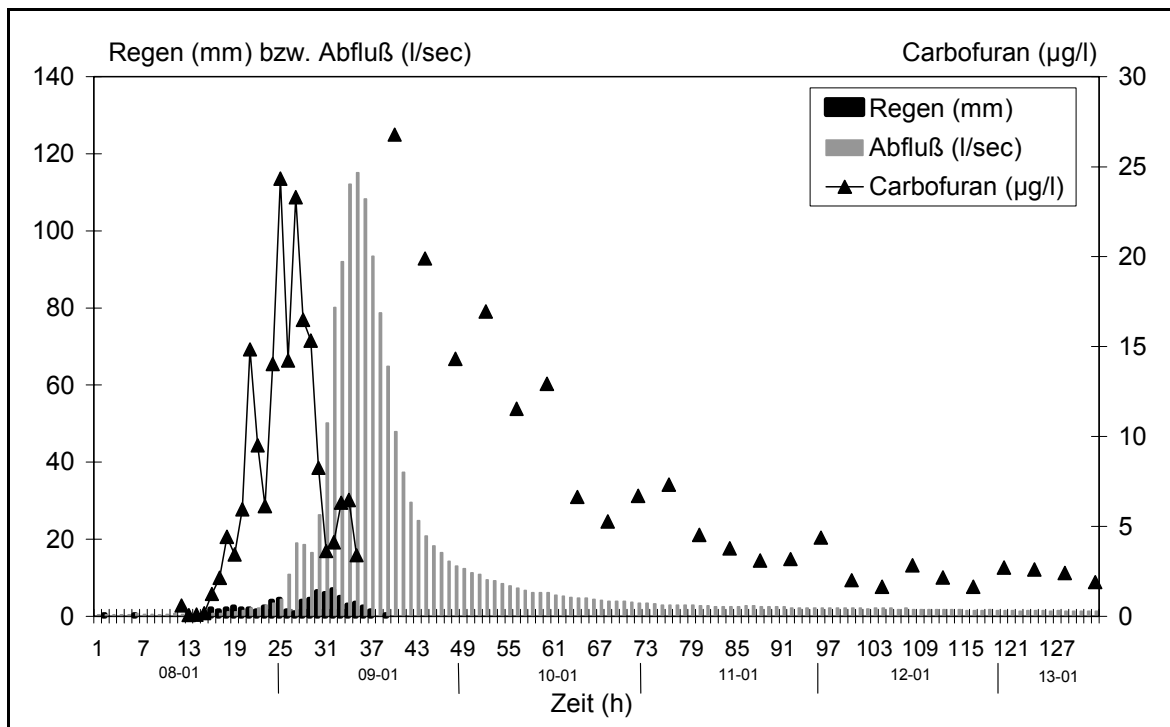
Allen dargestellten Hydrographen gemeinsam ist die dem Abfluss vorausgehende Konzentrationsspitze; geringe Abflusszunahmen bewirken einen sprunghaften Anstieg der Wirkstoffgehalte. Des Weiteren fallen die enormen Schwankungen der Konzentrationsganglinien auf; innerhalb von 1 bis 2 Stunden unterschieden sich die Wirkstoffgehalte um den Faktor 2 bis 5. Bei rund 80 % der untersuchten Ereignisse auf Rosemaund wurden anfängliche Wirkstoffpeaks beobachtet, die entweder kurz vor dem Abflussscheitel oder mit dem Scheitel zusammen auftraten. Dieses Verhalten der Wirkstoffganglinien wurde auch bei Stoffen mit hohen Sorptionskoeffizienten festgestellt; beispielsweise wurde Trifluralin mit Konzentrationsspitzen bis 15 µg/l detektiert.



(a)



(b)



**Abb. 4-15: Carbofuran-Ganglinie im Dränabfluß (a) bzw. Bachabfluß (b) nach 71,5 mm Niederschlag im Einzugsgebiet Rosemaund (HACK 1992, WILLIAMS et al. 1996) (Zu beachten: Die Untergrafik in (a) weist eine andere Achseneinteilung der Wirkstoffkonzentration auf.)**

Das Austragsverhalten von PSM-Wirkstoffen mit dem Zwischen- bzw. Dränabfluss wird durch die Wahl des Bearbeitungs- und Bestellsystems beeinflusst. Im Allgemeinen wird davon ausgegangen, dass reduzierte Bodenbearbeitungssysteme höhere Sickerwassermengen im Vergleich zu konventionellen, wendenden Bodenbearbeitungssystemen aufweisen. Diese höheren Sickerwassermengen werden deshalb möglich, weil der laterale Wasserfluss (Oberflächenabfluss) durch konservierende Bodenbearbeitungssysteme effektiv verringert wird (BERRYHILL et al. 1989, MOLLENHAUER & ORTMEIER 1995).

Höhere Sickerwassermengen bei reduzierten Bearbeitungssystemen sind jedoch nicht immer zu erwarten. Es muss bedacht werden, dass der quasi obligatorische Anbau von Zwischenfrüchten bei konservierenden Bodenbearbeitungssystemen auch eine höhere Transpiration im Vergleich zu konventionellen Systemen ohne Zwischenfruchtanbau zur Folge hat. Die Transpiration kann bei gut etablierten Zwischenfrüchten durchaus ca. 100 mm betragen, so dass gegebenenfalls im Vergleich zu Varianten ohne Zwischenfrüchte der Bodenwasservorrat stärker ausgeschöpft wird. Dieses Phänomen ist in trockenen Anbaugebieten bekannt und wird häufig unter dem Begriff „Wasserkonkurrenz“ angesprochen (PEYKER & KERSCHBERGER 1995). Unter diesen Bedingungen muss durch konservierende Bearbeitungssysteme sowohl eine Verringerung des lateralen Wasserabflusses als auch des vertikalen Wasserflusses erwartet werden, wenngleich dazu keine Untersuchungsergebnisse bekannt sind.

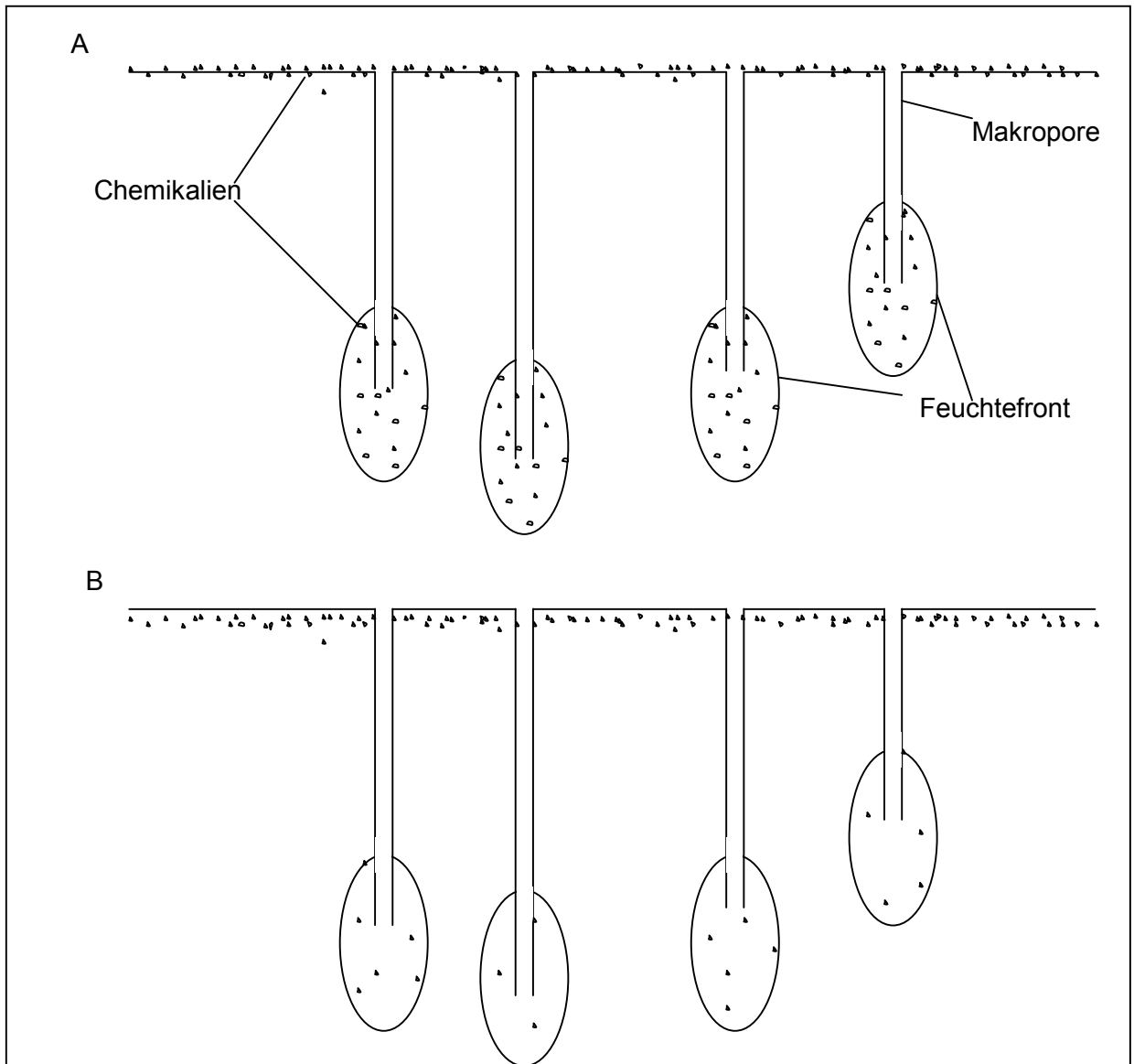
Bedeutender als die Beeinflussung der Sickerwassermenge ist jedoch die Veränderung der Porensysteme durch die Bodenbearbeitungssysteme. Reduzierte, nicht wendende Bodenbearbeitungssysteme bewirken in der Regel höhere Anteile an Grobporen, die zudem eine höhere Kontinuität aufweisen (PRIEBE & BLACKMER 1989, BEISECKER 1994, LÜTKEMÖLLER 1995). Vor allem tiefgrabende Regenwurmarten (z. B. *Lumbricus terrestris*), die durch reduzierte Bearbeitungsintensität gefördert werden (JOSCHKO et al. 1995), können kontinuierliche Grobporen bis zu 1,8 m Tiefe anlegen (EHLERS 1975). Makroporenfluss bewirkt einerseits eine deutlich erhöhte Infiltrationsleistung des Bodens mit entsprechend geringerem Oberflächenabfluss (EHLERS 1975, KLADIVIKO et al. 1986, ZACHMAN et al. 1987, EDWARDS et al. 1989, TROUT & JOHNSON 1989, ROTH & JOSCHKO 1991, FELDWISCH 1995), andererseits können mit dem Makroporenfluss Stoffe an der Bodenmatrix vorbei in große Tiefen verlagert werden (HELLING et al. 1988, ISENSEE et al. 1988, FÜHR et al. 1989, PÜTZ 1993, BRÜMMER et al. 1994, PRINTZ 1995). So ermittelte PÜTZ (1993) bereits 10 Tage nach der Anwendung von Methabenzthiazuron (2,5 kg/ha Wirkstoff) auf Winterweizen im November im Sickerwasser eines Lysimeters in 110 cm Tiefe Wirkstoffkonzentrationen bis 8,1 µg/l. Die große Relevanz der Makroporen für den Wasserfluss und den Stofftransport wird durch die Ergebnisse von WATSON & LUXMOORE (1986) veranschaulicht: In einem Waldeinzugsgebiet ermittelten die Autoren, dass 96 % des Wasserflusses in nur 0,32 % des Bodenvolumens (Makroporen) stattfand.

Ob ausgebrachte Agrochemikalien (Nährstoffe oder PSM) mit dem Makroporenfluss transportiert werden, hängt im sehr starken Maße von der Witterung zwischen der Ausbringung und dem Niederschlagsereignis ab, das Makroporenfluss auslöst (TRIPLETT et al. 1978, ISENSEE et al. 1988, HALL et al. 1991). In Abb. 4-16 werden zwei schematisierte Ausgangsbedingungen dargestellt, unter denen Makroporenfluss auftreten kann. Im oberen Teil der Abbildung liegen die Chemikalien größtenteils auf der Bodenoberfläche – im Falle der reduzierten Bodenbearbeitungssysteme auch häufig auf der Mulchschicht. Dort werden die Stoffe von freiem Wasser aufgenommen und fließen im Makroporensystem an der Bodenmatrix vorbei in tiefe Bodenschichten (Abb. 4-16A). Folgen der Ausbringung von Agrochemikalien leichte Niederschläge, die nicht zu Oberflächenabfluss und Makroporenfluss führen, dann werden die Stoffe in die oberste Bodenschicht eingewaschen. Tritt bei nachfolgenden starken Niederschlägen Makroporenfluss auf, dann werden deutlich geringere Stoffmengen durch die Makroporen in tiefere Bodenschichten verlagert (Abb. 4-16B).

Entsprechende Ergebnisse werden von SHIPITALO et al. (1990) berichtet. Eine vorgeschaltete Beregnung mit geringer Intensität reduzierte die Stoffverlagerung durch einen nachfolgenden Starkregen nachhaltig: Bromid wurde mit einer siebenfach geringeren Rate ausgewaschen, die Strontiumauswaschung verringerte sich um das Zehnfache und die Atrazinauswaschung um das Zweifache; die Angaben sind relative Werte im Vergleich zu einem Starkregen ohne vorgeschaltete Beregnung mit geringer Intensität.

Reduzierte Bodenbearbeitungssysteme können vor allem in gut strukturierten Böden, in denen Makroporen längere Zeit stabil bleiben, die Tiefenverlagerung von Agrochemikalien beschleunigen. Makroporenfluss kann jedoch auch in konventionellen Bearbeitungsverfahren auftreten wie RICHARD & STEENBUIJS (1988) und SINGH & KANNWAR (1991) berichten, so dass eine pauschale Wertung der jeweiligen Relevanz des Makroporenflusses in den verschiedenen Bodenbearbeitungssystemen schwer möglich ist.

Des Weiteren beschränkt sich die schnelle und tiefe Verlagerung von Agrochemikalien mit dem Makroporenfluss nach Aussagen einiger Forscherteams vor allem auf gut wasserlösliche Stoffe. Zum Beispiel konnten HALL et al. (1989) und CLAY et al. (1991) nachweisen, dass die relativ gutlöslichen Herbizide Atrazin und Alachlor in reduzierten Bearbeitungssystemen stärker verlagert werden als im konventionellen System, wohingegen FERMANICH & DANIEL (1991) beim relativ schwerlöslichen Chlorpyrifos (Insektizid) keinen Bodenbearbeitungseffekt auf die Verlagerung beschreiben. Auch WILLIAMS et al. (1996) stellten keinen signifikanten Einfluss der Wirkstoffeigenschaften auf den Makroporentransport fest.



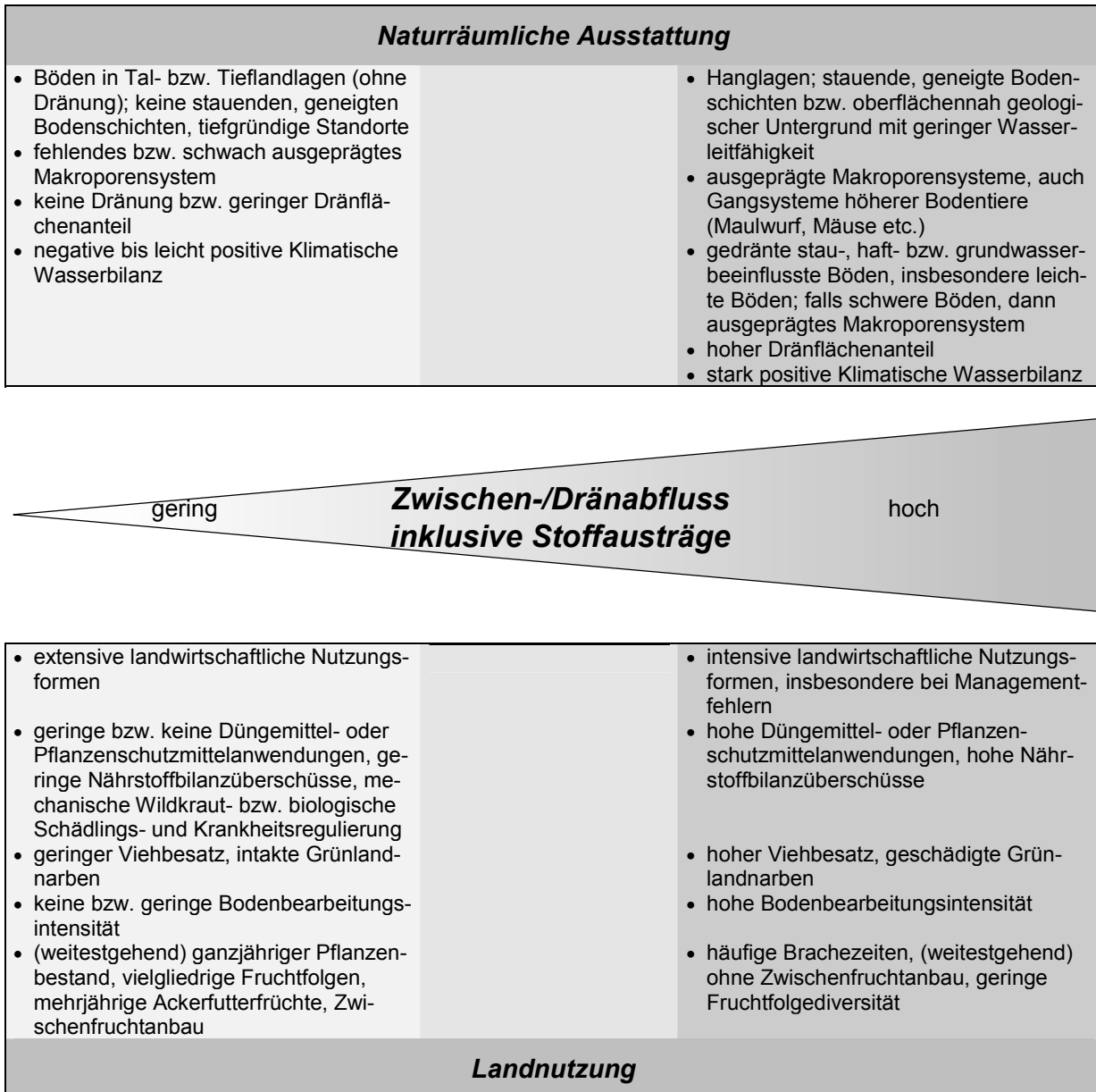
**Abb. 4-16: Makroporenfluss**

**A: Agrochemikalien werden mit dem Makroporenfluss an der Bodenmatrix vorbei in große Bodentiefen verlagert**

**B: Agrochemikalien werden durch leichte Niederschläge in die Bodenmatrix eingewaschen, nachfolgender Makroporenfluss verlagert deutlich weniger Agrochemikalien in große Bodentiefen (nach SIMS et al. 1994)**

Zusammenfassend lassen sich die Einflüsse auf das Ausmaß der Stoffausträge mit dem Zwischen- und Dränabfluss wie folgt beschreiben:

In Abb. 4-17 werden die naturraum- und landnutzungsbedingten Steuergrößen qualitativ dahingehend schematisch eingeordnet, welchen Einfluss sie auf die Bildung von Zwischen-/Dränabfluss und den damit einhergehenden Stoffausträgen haben.



**Abb. 4-17: Wesentliche Einflussfaktoren auf die Bildung von Zwischen- und Dränabfluss und das Ausmaß der damit einhergehenden Stoffausträge von landwirtschaftlich genutzten Böden**

Zwischenabflüsse treten in Hanglagen auf, wenn stauende, zum Oberflächengewässer geneigte Bodenschichten vorhanden sind oder wenn geologischer Untergrund mit geringer Wasserleitfähigkeit oberflächennah ansteht. Gefördert wird die Geschwindigkeit und die Höhe des Zwischenabflusses durch Makroporensysteme, insbesondere durch Gangsysteme von Maulwürfen, Mäusen etc. Potenziell hohe Dränabflüsse treten in intensiv gedränten Gebieten auf. Je höher der positive Klimatische Wasserbilanzüberschuss ist, umso höher können die potenziellen Einträge über Zwischen- bzw. Dränabflüsse ausfallen.

Extensive Nutzungen mit geringem Düngemittel- und Pflanzenschutzmitteleinsatz, geringer Bodenbearbeitungsintensität und vielgliedrigen Fruchtfolgen mit möglichst ganzjähriger Bodenbedeckung senken das Risiko des Stoffaustrags über Zwischen- und Dränabflüsse.

Hinsichtlich der Bearbeitungssysteme muss einschränkend gesagt werden, dass diese sich durchaus auch fördernd auf die Einträge auswirken können; denn eine reduzierte Bearbeitungsintensität bzw. der vollständige Verzicht der Bodenbearbeitung bei Direktsaatverfahren steigern die Makroporosität und die Kontinuität der Makroporen, so dass eine schnelle Tiefenverlagerung von Agrochemikalien unterhalb der Wurzelzone möglich wird. Speziell für Pflanzenschutzmittelwirkstoffe liegen zahlreiche Untersuchungen vor, die diesen Stofftransport beschreiben; nicht nur die gut wasserlöslichen Wirkstoffe werden mit dem Makroporenfluss verlagert, sondern auch gut sorbierbare Wirkstoffe, wobei letztere dem so genannten Co-Transport unterliegen.

## 5 Ergebnisse der Teilprojekte

Das Verbundvorhaben gliederte sich in fünf verschiedene Teilprojekte, die jeweils unterschiedliche Aspekte des Erosionsgeschehens zum Gegenstand hatten. Die wesentlichen Einflussfaktoren und Prozesse des Boden- und Stoffaustrags von landwirtschaftlich genutzten Flächen wurden im **Teilprojekt 5** „*Literaturstudie: Pflanzenschutzmittel- und Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer aus diffusen Quellen: Die Bedeutung unterschiedlicher Eintragspfade und Ansätze zur Modellierung*“ (FELDWISCH 1998) zusammengestellt. Die Inhalte dieses Teilprojekts sind bereits in Kap. 4 umfassend dargestellt und werden daher hier nicht erneut aufgeführt. Ergebnisse zum Ausmaß des Boden- und Stoffaustrags über Bodenerosion durch Wasser und über Dränagen unter praxisüblicher Bewirtschaftung eines austragsgefährdeten Ackerschlags im Mettmanner-Lösshügelland ermittelte das **Teilprojekt 1** „*Ausmaß des Boden- und Stoffaustrags von Ackerflächen*“ (FELDWISCH 2002). Darüber hinaus wurden sowohl On-site- als auch Off-site-Maßnahmen zur Vermeidung und Minderung des Ausmaßes des Boden- und Stoffaustrags und deren Auswirkungen auf andere Schutzgüter untersucht. Die **Teilprojekte 2** (*Konservierende Bodenbearbeitung als ackerbauliche Maßnahme zur Verringerung des diffusen Eintrags von Pflanzenschutzmitteln und Nährstoffen in Oberflächengewässer*; ERLACH et al. 2000 u. 2003) **und 3** (*Stickstoffdynamik während und nach dem Anbau von Körnerleguminosen und Stickstoffaustrag mit dem Dränwasser bei konventioneller und konservierender Bodenbearbeitung*; GRÖBLINGHOFF et al. 2001) widmeten sich dem Einfluss der On-site-Maßnahme „konservierende Bodenbearbeitung“ sowohl auf das Ausmaß des Boden- und Stoffaustrags über den Oberflächenabflusspfad als auch über den Dränpfad. Die Untersuchungen wurden am Nordrand des Haarstrang-Höhenzuges bei Soest durchgeführt. Im **Teilprojekt 4** wurde die Wirksamkeit der Off-site-Maßnahme „Filterstreifen“ im Hinblick auf ihre Wirksamkeit zur Minderung der Beeinträchtigung anderer Schutzgüter untersucht. Das Teilprojekt 4 gliederte sich in zwei Vorhaben, die auf einer Ackerfläche im Bergischen Land durchgeführt wurden: SCHMELMER & SKOWRONEK (2000) führten die Untersuchungen zur „*Bodenerosionsdynamik in einer typischen Fruchtfolge sowie Wirkung von Filterstreifen auf Abfluss und Feststoffaustrag*“ durch, KLEIN et al. (2001) berichteten über „*Pflanzenschutzmittel und Nährstoffe in Oberflächen- und Zwischenabfluss von Böden unter Ackernutzung im Bergischen Land sowie Retentionswirkung von Filterstreifen*“.

Die Zusammenschau der Teilprojekte verdeutlicht den konzeptionellen Ansatz des Verbundvorhabens, einerseits das Ausmaß des Boden- und Stoffaustrags über Oberflächenabfluss- und Dränpfad in unterschiedlichen Regionen Nordrhein-Westfalens zu quantifizieren und andererseits praktische Erfahrungen mit bekannten Vermeidungs- und Minderungsmaßnahmen unter landesüblichen Anbaubedingungen zu erlangen (Abb. 5-1).

Die wesentlichen Ergebnisse der Teilprojekte werden in den folgenden Unterkapiteln zusammengefasst.

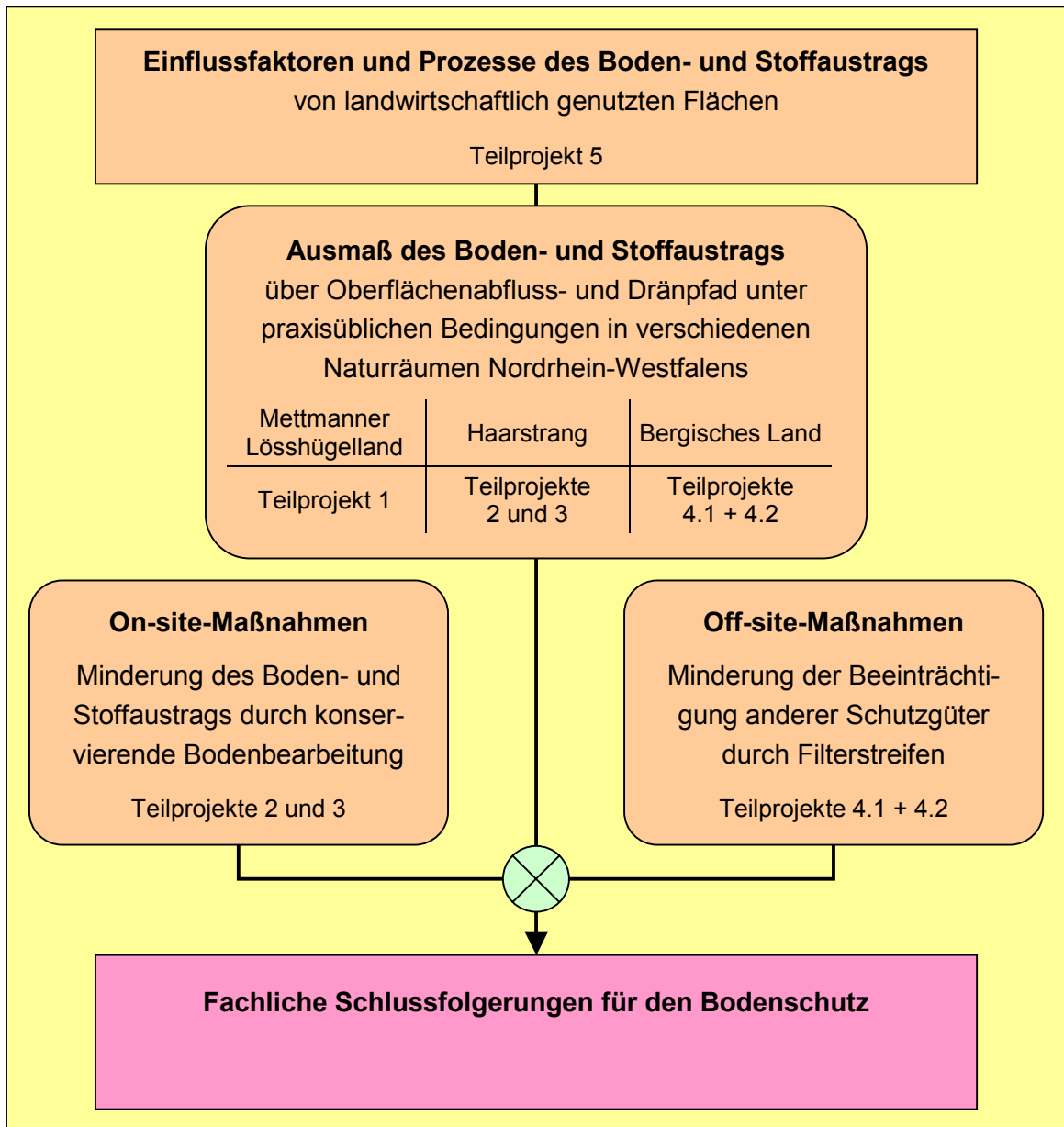


Abb. 5-1: Konzeptioneller Aufbau des Verbundvorhabens



## 5.1 Teilprojekt 1

### „Ausmaß des Boden- und Stoffaustrags von Ackerflächen“

#### 5.1.1 Zielsetzungen

Das Teilprojekt 1 wurde vom Landesumweltamt in den Jahren 1997 bis 2000 auf einer Versuchsfläche in Ratingen-Homburg durchgeführt.

Anhand der Feldversuche wurde insbesondere der Boden- und Stoffabtrag durch Wassererosion und Dränabfluss unter praxisüblicher Bewirtschaftung erfasst und bewertet.

Das Teilprojekt 1 hatte insbesondere folgende Zielsetzungen:

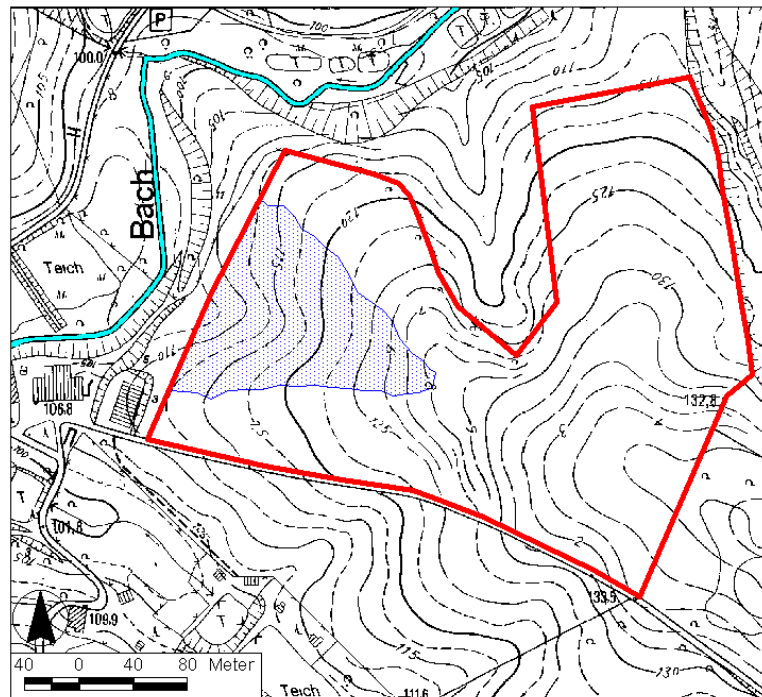
- Erfassen und Bewerten des Boden- und Stoffabtrags von Ackerflächen durch Wassererosion und Dränabfluss unter praxisüblicher Bewirtschaftung
- Beurteilen erosionsfördernder Geländestrukturen, speziell von Hangmulden als bevorzugte Abflussbahnen, im Hinblick auf ihren Einfluss auf das Erosionsgeschehen
- Vergleich und Bewerten der Frachten und Konzentrationen von Pflanzenschutzmitteln im Oberflächenabfluss und Dränabfluss

#### 5.1.2 Standort und Methoden

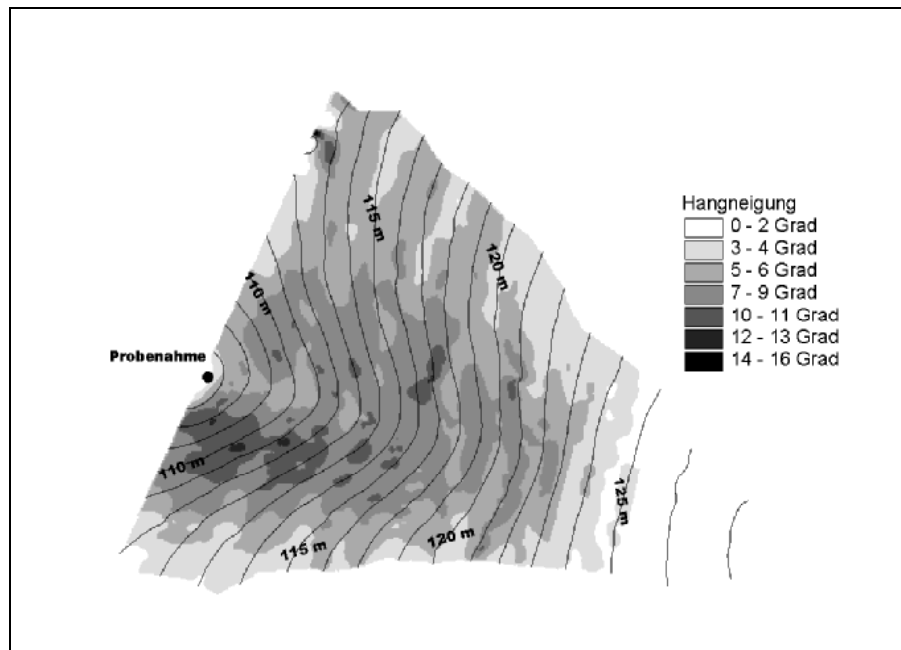
Die Versuchsfläche lag ca. 20 km nordöstlich von Düsseldorf im Bereich des Velberter Lössrückens und somit im Bereich des Blattes Mettmann der TK 25 Nr. 4707. Die Fläche lag zwischen ca. 105 und 127 m Höhe ü.N.N.

Die Versuche wurden auf einer ca. 10 ha großen Ackerfläche in Ratingen-Homburg durchgeführt. Die eigentliche Messfläche war ca. 1,53 ha groß, maximal 170 m lang sowie mit durchschnittlich rund 12 % und maximal rund 25 % Gefälle vergleichsweise stark geneigt. Die Fläche entwässerte über eine Hangmulde, die als vorgeprägte Abflussbahn das Oberflächenwasser konzentriert abführte. In der Hangmulde verlief auch ein Dränstrang. Oberflächenabfluss und Dränabfluss konnten im Bereich des Hangfußes mit automatischen Probenehmern erfasst werden (vgl. Abb. 5-2 bis Abb. 5-4).

Die Messeinrichtung zur Probennahme lag im Bereich der Hangmulde am Hangfuß (Rechtswert: ~2564220; Hochwert: ~5683780).



**Abb. 5-2: Topografie der Versuchsfläche (markierte Fläche = untersuchte muldenförmige Hangrinne; umrandete Fläche = gesamter Ackererschlag)**



**Abb. 5-3: Oberflächenrelief der Versuchsfläche Ratingen-Homburg**



**Abb. 5-4: Blick vom südöstlichen Rand der Versuchsfläche Ratingen-Homberg auf die Messstation**

Der **geologische Untergrund** der Versuchsfläche wird von dem Velberter Sattel bestimmt. Als Ausgangsgestein stehen in diesem Gebiet die aus dem Oberdevon stammenden, stark gefalteten Adorfer-Schichten an (v. a. Schluff- und Tonfraktion, z. T. auch sandig). Zum Teil sind Kalkzüge mit häufig 0,3-2 m Mächtigkeit eingeschaltet, die in Abhängigkeit von der Lage innerhalb der Faltung stellenweise oberflächennah anstehen. Durch den Zusammenbruch der im Zuge der Lösungsverwitterung entstehenden Hohlräume kommt es zu Erdfällen, die bis an die Erdoberfläche reichen. Das Auftreten von solchen Dolinen konnte auch auf der Versuchsfläche beobachtet werden. Als jüngstes Ausgangsgestein überlagert der Löss die Verwitterungsprodukte der devonischen Gesteine in einer Mächtigkeit von 2-10 m. Durch die Boden bildenden Prozesse ist der Löss mittlerweile entkalkt und verlehmt.

Die lokale **Bodenbildung** ist in einer Fließerde abgelaufen, deren Hauptanteil aus den diluvialen Lössablagerungen stammt. Diese Fließerde überlagert im Untersuchungsgebiet die vergrusten bis aufgeweichten tonig-schluffigen bis sandigen Schichten des Oberdevons. Die Mächtigkeit der Fließersedimente nimmt von dem umrahmenden flachen Rücken zum Zentrum der Mulde hin zu. Im Bereich der Hangflanke befinden sich Stauwassermerkmale in Form einer schwach bis mäßig ausgeprägten Marmorierung, die auf eine Pseudovergleyung hinweisen. Auf der Versuchsfläche kommen im Bereich der Hangflanken überwiegend Braunerden, Braunerde-Pseudogleye und Pseudogley-Braunerden vor. In der Mulde sind Kolluvien anzutreffen. Die Erodierbarkeit der Böden ist hoch. Als K-

Faktor der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (ABAG) wurde anhand der Bodenparameter ein Wert um  $0,5 (t \cdot N) / (ha \cdot h)$  ermittelt.

Das **Klima** um Ratingen-Homburg weist überwiegend maritime Eigenschaften auf, das 37-jährige Mittel der Jahresniederschlagsmenge beträgt 837 mm (gemessen vom DWD in Ratingen-Homburg). Typisch für die Region sind starke Gewitterniederschläge in den Monaten Mai bis August, z. T. mit hohen Niederschlagsintensitäten. Die Jahresmitteltemperatur beträgt  $9,7 \text{ }^\circ\text{C}$ .

Im Versuchszeitraum fiel in den Einzeljahren stark unterschiedlich viel Niederschlag. Mit 870 mm Jahresniederschlag regnete es 1997 in etwa so viel wie im langjährigen Mittel. Dahingegen überschritt in 1998 der Jahresniederschlag von 1234 mm den Mittelwert um rund 50 %. Auch im Jahr 1999 wurde das Jahresmittel um 34 % übertroffen. In 2000 wurde der Niederschlag nur noch bis einschließlich Juli erfasst; in diesen ersten 7 Monaten lag die Niederschlagssumme wiederum um 38 % höher als das langjährige Mittel. Besonders stark waren die Abweichungen der Monatssummen in den Monaten Juni 1997 und 1998 sowie September und Oktober 1998 (vgl. Abb. 5-5 und Abb. 5-6).

Anhand der Daten der DWD-Messstation Mettmann/Bergisches Land (Zeitraum: 1951-1980) lassen sich die Ereignisniederschläge hinsichtlich ihrer Wiederkehrzeiten einstufen (Abb. 5-7)<sup>12</sup>. Die Ereignisniederschläge wiesen überwiegend Wiederkehrzeiten bis 1 Jahr auf. Drei Niederschlagsereignisse zeichneten sich durch eine Wiederkehrzeit von 2 und zwei Ereignisse durch Wiederkehrzeiten von 5 Jahren aus. Weiterhin traten jeweils ein 10- und ein 20-jähriges Ereignis auf. Die Auswertungen charakterisieren die Untersuchungsperiode als überdurchschnittlich niederschlagsreich. Im dreijährigen Untersuchungszeitraum ist zudem eine relative Häufung von Ereignissen mit geringen Wiederkehrzeiten festzustellen. Die 4 Ereignisse mit Wiederkehrzeiten  $\geq 5$  Jahren lösten durchweg Bodenabtrag aus, wohingegen die Ereignisse mit kürzeren Wiederkehrzeiten zum Teil nur Oberflächenabfluss, jedoch keinen Bodenabtrag verursachten.

---

<sup>12</sup> Nach einem Gutachten des DWD zur Regenspendenstatistik im Raum Ratingen sind bei Niederschlagshöhen der Wiederkehrzeiten  $T = 0,5$  bis 5 Jahre Unsicherheiten von  $\pm 10 \%$  zu berücksichtigen; entsprechend sind für  $T = 10$  bis 50 Jahre Unsicherheiten von  $\pm 15 \%$  und für  $T = 100$  Jahre Unsicherheiten von  $\pm 20 \%$  zu beachten.

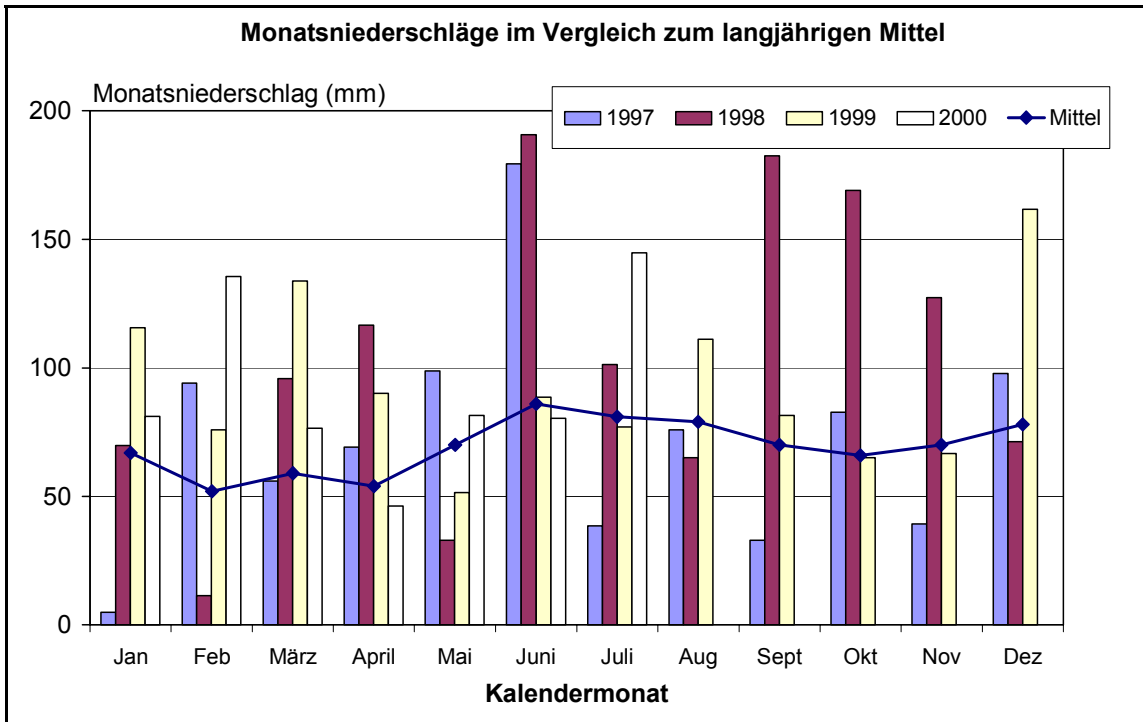


Abb. 5-5: Monatsniederschläge auf der Messfläche im Versuchszeitraum im Vergleich zum langjährigen Mittel nach DWD (Station Ratingen-Homberg)

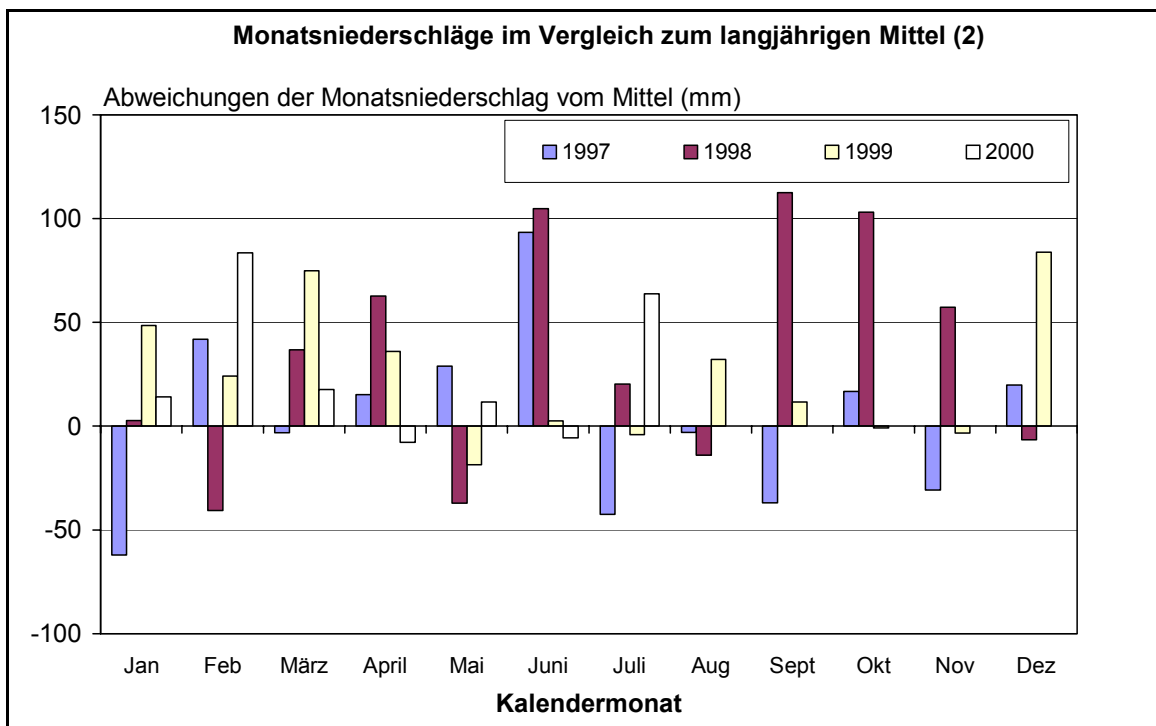
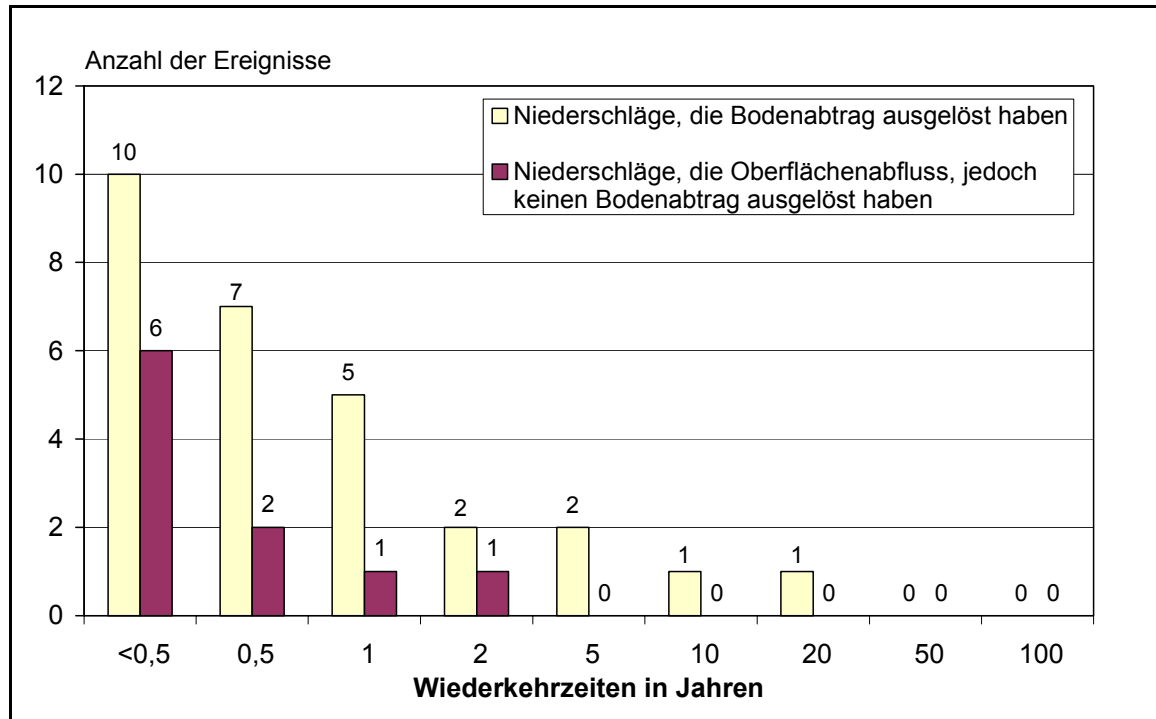


Abb. 5-6: Abweichungen der Monatsniederschläge vom langjährigen Mittel nach DWD (Station Ratingen-Homberg) auf der Messfläche im Versuchszeitraum



**Abb. 5-7: Häufigkeitsverteilung der Wiederkehrzeiten der Niederschläge im Versuchszeitraum**

Die **Bewirtschaftung** erfolgte ortsüblich. Die Grundbodenbearbeitung wurde regelmäßig mit dem Pflug durchgeführt. Gedüngt wurde sowohl mit hofeigenem Wirtschaftsdünger (Schweinemist) als auch mit mineralischen Düngern. Pflanzenschutzmittel wurden zur Unkrautregulation eingesetzt. Angebaut wurden in den Versuchsjahren 1997 bis 2000 Zuckerrüben, Triticale, Mais und Zuckerrüben.

Die **Messtechnik** wurde am Hangfuß im Bereich der Hangmulde installiert. Eine detaillierte Beschreibung der verwendeten Messtechnik haben HAIDER et al. (1999) vorgenommen. Die Fläche entwässerte reliefbedingt oberflächlich über eine Hangmulde, so dass sich Oberflächenabflüsse gut erfassen ließen. Am Probennahmepunkt konnte auch der Dränabfluss erfasst werden.

Die Untersuchungsfläche verfügte über eine automatisch registrierende Wetterstation. Hier wurden jeweils die Parameter Niederschlag, Temperatur (in 2 m Höhe und 5 cm bzw. 10 cm Bodentiefe) sowie die relative Luftfeuchte, die Windgeschwindigkeit und die Strahlungsbilanz gemessen. Der Niederschlag wurde in einer Auflösung von 0,1 mm Niederschlagshöhe erfasst. Für die anderen Messgrößen wurden Stundenwerte registriert.

Zur Quantifizierung des Oberflächenabflusses wurde ein Messgerinne mit einer Pegelmessung gewählt, ein so genanntes H-Flume, weil das H-Flume wenig verstopfungsanfäll-

lig ist und über einen großen Messbereich verfügt. Durch dieses Flume konnten Abflussraten bis zu 250 l/s mit ausreichender Genauigkeit bestimmt werden. Das Flume wurde am Ausgang eines horizontalen, 3,5 m langen und 1,6 m breiten Betonkanals angebracht, der dazu diente, den Abflussstrom zu beruhigen und dadurch eine exakte Pegelmessung zu ermöglichen.

Neben dem Abflussvolumen wurden auch Messungen der Inhaltsstoffe vorgenommen. Dazu wurden über ein Einlaufsystem kontinuierlich Suspensionsproben in eine 2 Liter-Kippwaage geleitet. Die Kippwaage entleerte in Probennahmegefäße oder in den Überlauf. Welche Proben in die Probennahmegefäße abgefüllt wurden, wurde automatisch durchfluss- bzw. zeitabhängig gesteuert. Anhand der Proben wurde der Sedimentgehalt in der Suspension sowie der Gehalt an gelösten Stoffen bestimmt, um daraus unter Berücksichtigung der Abflussmenge die Menge des Boden- und Stoffabtrags zu berechnen.

Der Abfluss der Dränung wurde mit Hilfe eines ISCO-Probennehmers erfasst. Zur Erfassung der Stoffgehalte wurden Teilproben aus dem Dränabfluss gewonnen.

Mit Hilfe eines Dataloggers wurde die Probennahme im Oberflächenabfluss und Dränabfluss gesteuert. Gleichzeitig zeichnete der Datalogger die meteorologischen Daten ereignisbezogen auf.

Der **Bodenabtrag** wurde entsprechend der vorliegenden Datenbasis wie folgt berechnet:

- Vorliegen einer guten Datenbasis  
Beim Vorliegen einer guten Datenbasis mit ausreichender zeitlicher Auflösung der Abfluss- und Sedimentdaten wurde für jedes einzelne Messintervall der Bodenabtrag aus den Sedimentkonzentrationen und dem Oberflächenabfluss berechnet und anschließend wurden die Bodenabträge aller Intervalle kumuliert. In der Regel wurde eine ausreichende zeitliche Auflösung der Sedimentkonzentrationen angenommen, wenn mindestens 5 verwertbare Messwerte für ein Ereignis vorlagen.
- Vorliegen einer lückenhaften Datenbasis  
Wenn lediglich 4 Messergebnisse zu den Sedimentgehalten (Zeitpunkt der Probennahme) mit annähernder zeitlicher Gleichverteilung vorlagen, dann wurde das Abflussereignis in 4 gleiche Abflussmengen aufgeteilt. Der Bodenabtrag für jedes Intervall wurde aus dem Produkt der jeweiligen Sedimentgehalte und der Abflussteilmenge berechnet. Anschließend wurden die berechneten Abträge der vier Zeitabschnitte kumuliert.
- Vorliegen einer schlechten Datenbasis  
Konnten nur vereinzelte oder schlecht verteilte Messergebnisse gewonnen werden, dann wurden die Bodenabträge des gesamten Ereignisses aus den Mittelwerten der gemessenen Sedimentgehalte und aus dem Gesamtabfluss berechnet.

Die **Frachten gelöster Nährstoffe und Pflanzenschutzmittel** im Oberflächenabfluss sowie im Dränabfluss wurden analog dem zuvor beschriebenen Verfahren mit Hilfe von Einzelwerten für jedes Messintervall, mit Hilfe festgelegter Intervalle oder über Mittelwerte berechnet. Die Frachten von partikulär am Boden gebundenen Nährstoffen, Schwermetallen oder Pflanzenschutzmitteln wurden durch Multiplikation der Stoffkonzentrationen mit den Bodenabtragswerten der jeweiligen Zeitintervalle ermittelt.

### 5.1.3 Ergebnisse

In den Versuchsjahren bildete sich **Oberflächenabfluss** in unterschiedlichem Ausmaß (Abb. 5-8). Das Jahr 1997 war das abflussreichste Jahr mit 44 mm; 5,1 % des Niederschlages wurden als Oberflächenabfluss erfasst. Im Gegensatz dazu flossen im sehr niederschlagsreichen Jahr 1998 lediglich 0,6 % des Niederschlages bzw. 8 mm ab. 1999 wurden insgesamt 13 mm Oberflächenabfluss gemessen, das entspricht rund 1,2 % des Niederschlages. In der niederschlagsreichen Periode bis Juli 2000 konnten insgesamt 11 mm Oberflächenabfluss ermittelt werden, das entspricht 1,7 % des Niederschlages. Betrachtet man den gesamten Versuchszeitraum, dann sind insgesamt rund 75 mm bzw. 2 % des Niederschlages abgeflossen (Tab. 5-1).

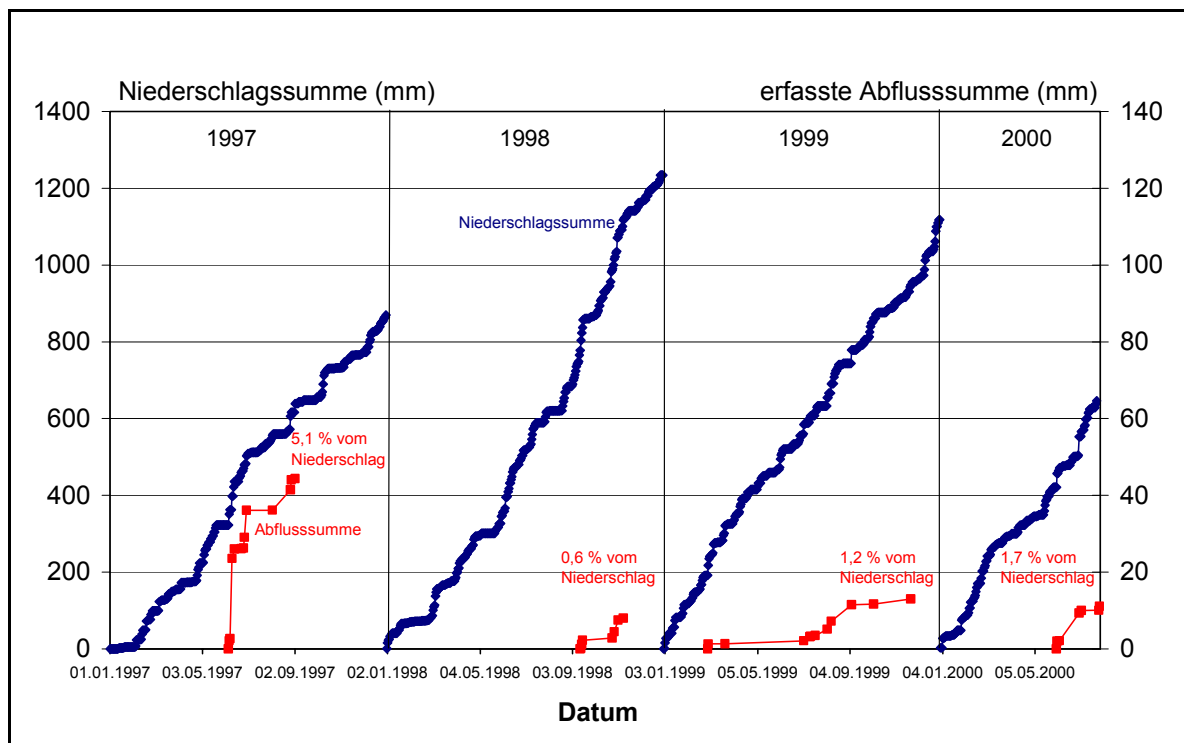


Abb. 5-8: Summenkurven des Niederschlages und Oberflächenabflusses auf der Versuchsfläche Ratingen



**Tab. 5-1: Kennzahlen der Oberflächenabflussereignisse**

<b>Alle erfasste Ereignisse mit Oberflächenabfluss (n = 41)</b>					
	<b>Min</b>	<b>Max</b>	<b>Mittel</b>	<b>Median</b>	<b>Summe</b>
Regensumme (mm)	1,1	47,8	15,3	12	628,5
Max. Minutenintensität des Regens (mm/h)	6	150	58,0	60	
Mittlere Regenintensität (mm/h)	1,5	38,7	15,1	13,4	
Regendauer (Minuten)	11	1213	162,3	70	6329
Max. Abflussrate (mm/h)	0,25	71,92	9,82	3,20	
Gesamtabflussmenge (mm)	0,06	20,95	1,84	0,90	75,31
% Abfluss vom Niederschlag	<0,1	67,4	11,3	7,2	
<b>Abflussereignisse ohne Abtrag (n = 11)</b>					
	<b>Min</b>	<b>Max</b>	<b>Mittel</b>	<b>Median</b>	<b>Summe</b>
Regensumme (mm)	3	42	17,8	12,7	196,3
Max. Minutenintensität des Regens (mm/h)	12	72	28,0	18	
Mittlere Regenintensität (mm/h)	1,5	10,2	4,3	2,2	
Regendauer (Minuten)	29	1213	402,2	283	4424
Max. Abflussrate (mm/h)	0,25	21,90	3,47	1,00	
Gesamtabflussmenge (mm)	0,08	3,09	1,02	1,05	11,23
% Abfluss vom Niederschlag	<0,1	18,0	6,4	2,6	

Der vergleichsweise geringe Abfluss im Versuchsjahr 1998 beruht im Wesentlichen auf dem Anbau von Triticale. Durch den dichten Getreidebestand bzw. das nur flach eingearbeitete Stroh und der dadurch erzielten guten Bodenbedeckung konnten die überdurchschnittlich hohen Niederschläge bis hinein in den November in den Boden weitgehend infiltrieren, da die Bodenoberfläche fast unverschlämmt blieb.

Die 10 Ereignisse mit den größten Abflusssummen verursachten rund 72 % des Gesamtabflusses und sogar 92 % des Gesamtbodenabtrags. Die großen Abflussereignisse sind

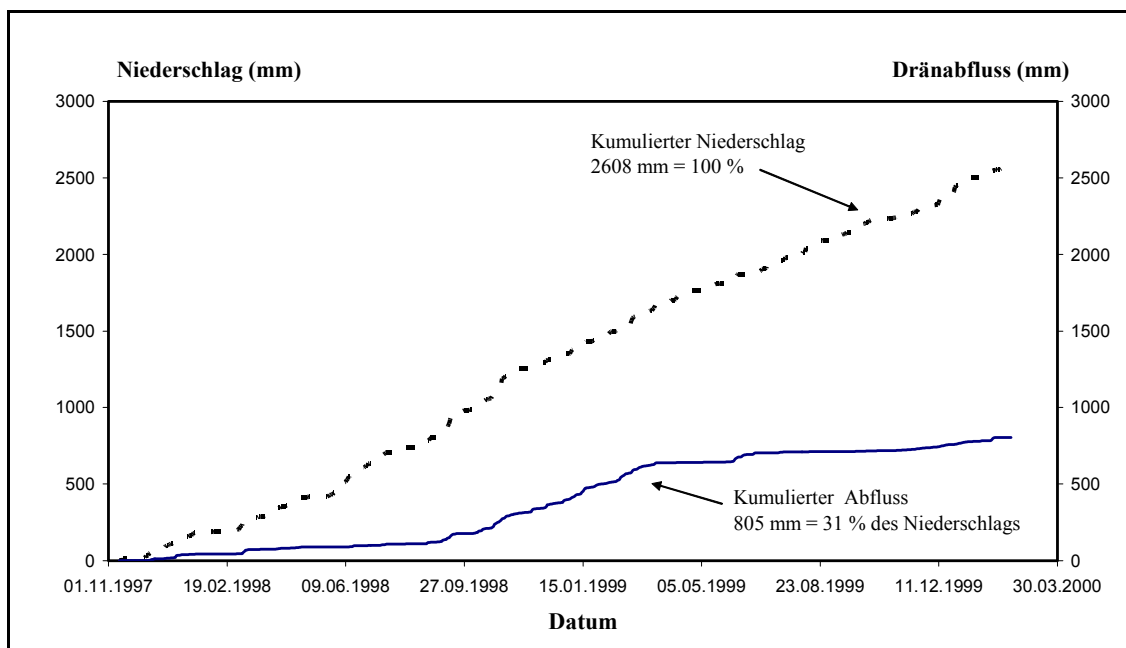
**Tab. 5-2: Kennzahlen der 10 größten Oberflächenabflussereignisse**

Ereignis	% vom Gesamtabfluss		% vom Gesamtabtrag		% vom Ereignisniederschlag
	%	<i>Kumul.</i>	%	<i>Kumul.</i>	–
11.06.1997	27,4	27,4	63,3	63,3	67,2
02.07.2000	9,5	36,9	6,3	69,6	15,2
30.06.1997	9,2	46,1	3,5	73,1	46,1
06.09.1999	5,6	51,7	6,0	79,1	5,1
27.08.1997	4,7	56,4	1,3	80,4	10,8
2.11.1998	4,0	60,4	0,0	80,4	16,7
27.06.1997	3,7	64,1	2,5	82,9	38,4
14.06.1997	3,2	67,3	1,9	84,8	17,0
07.06.1997	2,7	70,0	1,4	86,2	7,2
03.06.2000	2,6	72,6	6,4	92,6	7,4

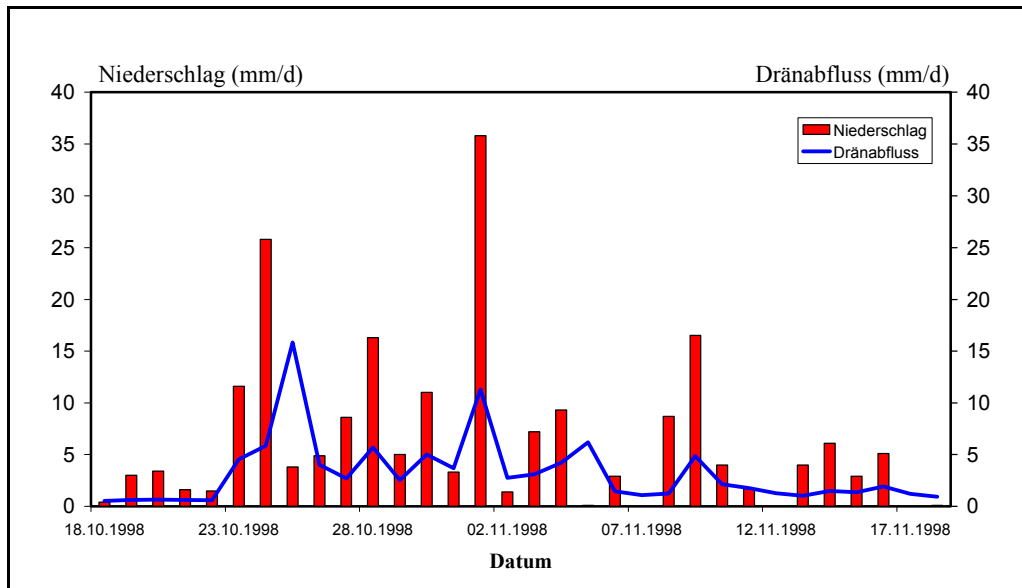
zugleich auch durch hohe relative Abflüsse im Verhältnis zu den jeweiligen Ereignisniederschlägen gekennzeichnet (vgl. Tab. 5-2).

Zwischen dem 11.11.1997 und 16.02.2000 wurde der **Dränabfluss** quantitativ erfasst und auf Inhaltsstoffe untersucht. Insgesamt flossen rund 800 mm bzw. 31 % des Niederschlages über die Dränage ab (Abb. 5-9). Als abflussreichste Periode zeichnete sich die Zeitspanne zwischen September 1998 und März 1999 aus, in der allein 518 mm Dränabfluss gemessen wurden. Ursache dieser starken Schüttung waren die überdurchschnittlich hohen Sommerniederschläge mit 742 mm im Jahr 1998, denen im Winterhalbjahr 1998/99 nochmals 614 mm folgten. Die Abflussreaktion war sehr schnell und folgte den Niederschlägen in der Regel unmittelbar (Abb. 5-10).

Die Funktionalität des Dränagesystems war insbesondere gegen Ende des Untersuchungszeitraumes nicht optimal. So wurden sowohl Exfiltration von Dränwasser an der Oberfläche, als auch Reinfiltration in Makroporen beobachtet. Ob diese standorttypischen Erscheinungen auf kleinen Erdfällen (Dolinen) beruhen, oder ob hier erste Strukturen von Tunnelerosion (vgl. BOTSCHKEK et al. 2000) vorliegen, muss leider unbeantwortet bleiben.



**Abb. 5-9: Summenkurven der Niederschlags- und Dränabflusshöhen**



**Abb. 5-10: Tageswerte der Niederschlags- und Dränabflusshöhen für die Zeitspanne 18.10. bis 18.11.1998**

Bei insgesamt 30 Ereignissen wurde **Bodenabtrag** ermittelt. Die wesentlichen Kennzahlen der Abtragsereignisse sind in Tab. 5-3 zusammengestellt. Im Versuchszeitraum wurde in Summe rund 100 t/ha (= 10 kg/m<sup>2</sup>) abgetragen. Bei einem Gesamtabflussvolumen der Abtragsereignisse von 64 mm errechnet sich daraus eine mittlere Sedimentkonzentration von rund 155 g/l.

**Tab. 5-3: Kennzahlen der Abtragsereignisse**

Alle Abtragsereignisse (n = 30)	Min	Max	Mittel	Median	Summe
Regensumme (mm)	1,1	47,8	14,4	11,4	432,2
Max. Minutenintensität des Regens (mm/h)	6	150	68,4	69	
Mittlere Regenintensität (mm/h)	2,6	38,7	19,1	18,4	
Regendauer (Minuten)	11	278	68,0	42	1905
Max. Abflussrate (mm/h)	0,25	71,9	12,6	6,0	
Gesamtabflussmenge (mm)	0,06	20,95	2,14	0,90	64,08
% Abfluss vom Niederschlag	0,5	67,4	13,1	7,9	
Kum. Bodenabtrag (t/ha)	0,001	63,1	3,32	0,265	99,63

Diese vergleichsweise hohen Sedimentgehalte werden ursächlich sowohl auf die große Hangneigung als auch auf die Hangform zurückzuführen sein. Die Hangneigung bestimmt die Abflussgeschwindigkeit und damit die Schleppekraft des Oberflächenabflusses (MOORE & BURCH 1986, FELDWISCH 1995). Der in Hangmulden konvergierte Oberflächenabfluss ist durch turbulentes Fließen gekennzeichnet, was im Gegensatz zur laminaren Strömung bei flächenhaftem Abfluss ebenfalls die Transportkapazität des Oberflächenabflusses erhöht.

Die sehr hohe mittlere Sedimentkonzentration ist Ausdruck der besonderen Erosionsgefährdung des Standortes. So wurden bei 4 Ereignissen maximale Sedimentkonzentrationen über 300 g/l gemessen, bei weiteren 4 Ereignissen immerhin noch maximale Sedimentkonzentrationen über 200 g/l. Beim größten Erosionsereignis vom 11.06.97 wurden maximale Sedimentkonzentrationen von knapp 340 g/l erfasst. Die Plausibilität der Ergebnisse zum Sedimentabtrag werden durch die Untersuchungen auf einer nahe gelegenen weiteren Versuchsfläche des Landesumweltamtes gestützt, bei denen unter vergleichbaren Standortbedingungen (Bodenart Ut3, 16 % Hangneigung, 70 m Parzellenlänge) ebenfalls sehr hohe mittlere Sedimentkonzentrationen von bis zu 308 g/l gemessen wurden (LÜTKE ENTRUP & MÜLLER 2001, MÜLLER & LÜTKE ENTRUP 2001).

Das Abtragsgeschehen aus dem Kleineinzugsgebiet in Ratingen-Homberg wurde – vergleichbar der Situation beim Oberflächenabfluss – durch einzelne Ereignisse dominiert. So wurde allein durch das Ereignis am 11.06.1997 mit einer Niederschlagssumme von 31 mm und einer Wiederkehrzeit von 5 Jahren ca. 63 t/ha Bodenabtrag ausgelöst. Dem Ereignis gingen am 7. und 8. Juni Ereignisse mit 29 und 1 mm Niederschlagssumme und Wiederkehrzeiten von 2 bzw. < 0,5 Jahren voraus. Durch die geringe Bodenbedeckung des Zuckerrübenbestandes, der sich Anfang Juni im 6-Blattstadium befand, wurde der Boden nicht ausreichend gegen den Regentropfenaufprall geschützt, so dass die Ereignisse vom 7. und 8. Juni bereits eine intensive Verschlammung ausgelöst haben. Der Bodenabtrag der beiden Ereignisse war mit 1,4 bzw. 0,04 t/ha vergleichsweise gering.

Die 10 größten Abtragsereignisse verursachten insgesamt 96 % des gesamten Bodenabtrags der Untersuchungsperiode (Tab. 5-4). Die Dominanz einzelner Erosionsereignisse wurde z. B. auch schon von MARTIN (1988) und BOTSCHKE (1991) beschrieben. Auslöser für die drei größten Erosionsereignisse waren Niederschlagsereignisse mit Wiederkehr-

**Tab. 5-4: Bodenabtrag der 10 größten Abtragsereignisse**

Ereignis	Bodenabtrag t/ha		% vom Gesamtabtrag		Wiederkehrzeiten des Ereignisniederschlags* <i>a</i>
	t/ha	<i>Kumul.</i>	%	<i>Kumul.</i>	
11.06.1997	63,1	63,1	63,3	63,3	5
03.06.2000	6,4	69,4	6,4	69,7	5
02.07.2000	6,3	75,7	6,3	76,0	20
06.09.1999	6,0	87,7	6,0	82,0	2
30.06.1997	3,5	85,2	3,5	85,5	1
13.07.1999	2,6	87,8	2,6	88,1	1
27.06.1997	2,5	90,3	2,5	90,6	0,5
05.08.1999	2,3	92,6	2,3	92,9	1
14.06.1997	1,9	94,5	1,9	94,8	<i>n.b.</i> **
07.06.1997	1,4	95,8	1,4	96,2	2

\* Angaben bezogen auf die DWD-Messstation Mettmann / Bergisches Land (FELDWISCH 2002, Tab. 2.2)

\*\* nicht bestimmbar, da Regenschreiber ausgefallen

zeiten von 5 bzw. 20 Jahren im Juni 1997 und 2000 bzw. Juli 2000; in beiden Jahren wurden Zuckerrüben angebaut. Die Reihung der Abtragsergebnisse spiegelt insbesondere den Einfluss der Bodenbedeckung auf den Bodenabtrag wider. Das Ereignis vom 02.07.2000 mit der Wiederkehrzeit von 20 Jahren trug nur zu rund 6 % zum Gesamtabtrag bei, wohingegen das Ereignis vom 11.06.1997 mit einer Wiederkehrzeit von nur 5 Jahren rund 63 % des Gesamtaustrages bedingte. Dieser Unterschied ist zu einem großen Teil auf den höheren Bedeckungsgrad durch die Zuckerrüben beim Ereignis im Juli 2000 zurückzuführen.

### Stoffaustrag mit dem Oberflächenabfluss

Im Versuchszeitraum wurden die Herbizidwirkstoffe Chloridazon, Metamitron, Ethofumesat, Pendimethalin, Isoproturon, Metolachlor und Terbutylazin eingesetzt (Tab. 5-5). Die Tabelle 6 gibt einen Überblick über die gemessenen Wirkstoffkonzentrationen im Oberflächenabfluss bzw. Bodenabtrag. Entsprechend den Wirkstoffeigenschaften wurden bei gut wasserlöslichen Wirkstoffen höhere Konzentrationen im Oberflächenabfluss (z. B. Meta-

**Tab. 5-5: Herbizid-Anwendungen im Untersuchungszeitraum**

Datum	Handelsname	Aufwandsmenge l/ha bzw. kg/ha	Chloridazon g/ha	Metamitron g/ha	Ethofumesat g/ha	Pendimethalin g/ha	Isoproturon g/ha	Metolachlor g/ha	Terbutylazin g/ha
15.04.97	Rebell	2,66	1064						
03.05.97	Goltix	1,00		710	94				
17.05.97	Goltix	1,00		710	94				
04.11.97	Trump	3,00				708	708		
20.05.99	Stetan	5,00				825		1000	625
14.04.00	Rebell	2,00	800						
05.05.00	Rebell	1,00	400						
05.05.00	Powerwin	1,00			200				
05.05.00	Goltix WG	1,00		700					

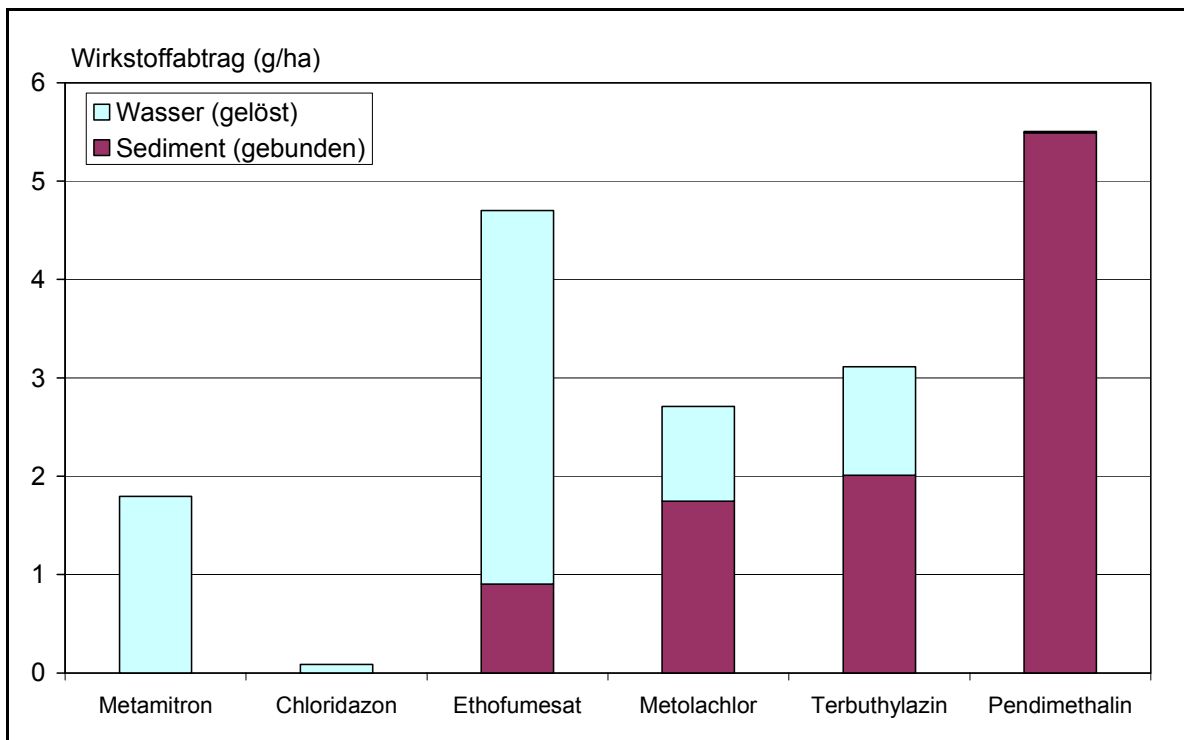
mitron) und bei stark sorbierten Wirkstoffen höhere Wirkstoffkonzentrationen im Sedi-mentabtrag (z. B. Pendimethalin) detektiert, wobei im Oberflächenabfluss grundsätzlich die höchsten Maximalwerte ermittelt wurden. Der nachgewiesene Einfluss der Wirkstoffeigenschaften auf das Austragsverhalten der Wirkstoffe wurde auch schon bei anderen Untersuchungen beschrieben (u. a. HAIDER 1994).

Die im Oberflächenabfluss gelösten Herbizide können bei unmittelbarem Übertritt in Oberflächengewässer aquatische Lebensgemeinschaften schädigen (vgl. u. a. MATTHIESSEN et al. 1995, SCHULZ 1997). Zur Beurteilung dieser möglichen Beeinträchtigung werden die gemessenen maximalen Wirkstoffkonzentrationen im Oberflächenabfluss in Relation zu Zielvorgaben der LAWA für das Schutzgut „Aquatische Lebensgemeinschaften“ (LAWA

1997) gesetzt. Für die Wirkstoffe Metamitron, Ethofumesat und Pendimethalin liegen keine Zielvorgaben vor, so dass für diese Wirkstoffe kein Vergleich angestellt werden kann. Ferner liegen für Isoproturon keine positiven Nachweise in den Wasser- und Sedimentproben vor.

Dahingegen überschreiten die gemessenen Wirkstoffkonzentrationen von Chloridazon, Terbutylazin und Metolachlor die Zielvorgaben um das 10- bis 150-fache. Für derart belastete Oberflächenabflüsse können deutliche Beeinträchtigungen der aquatischen Lebensgemeinschaften nicht ausgeschlossen werden, wenn der Oberflächenabfluss ungefiltert in kleine oberirdische Gewässer mit geringer Wasserführung bzw. kleinem Wasserkörper eintritt.

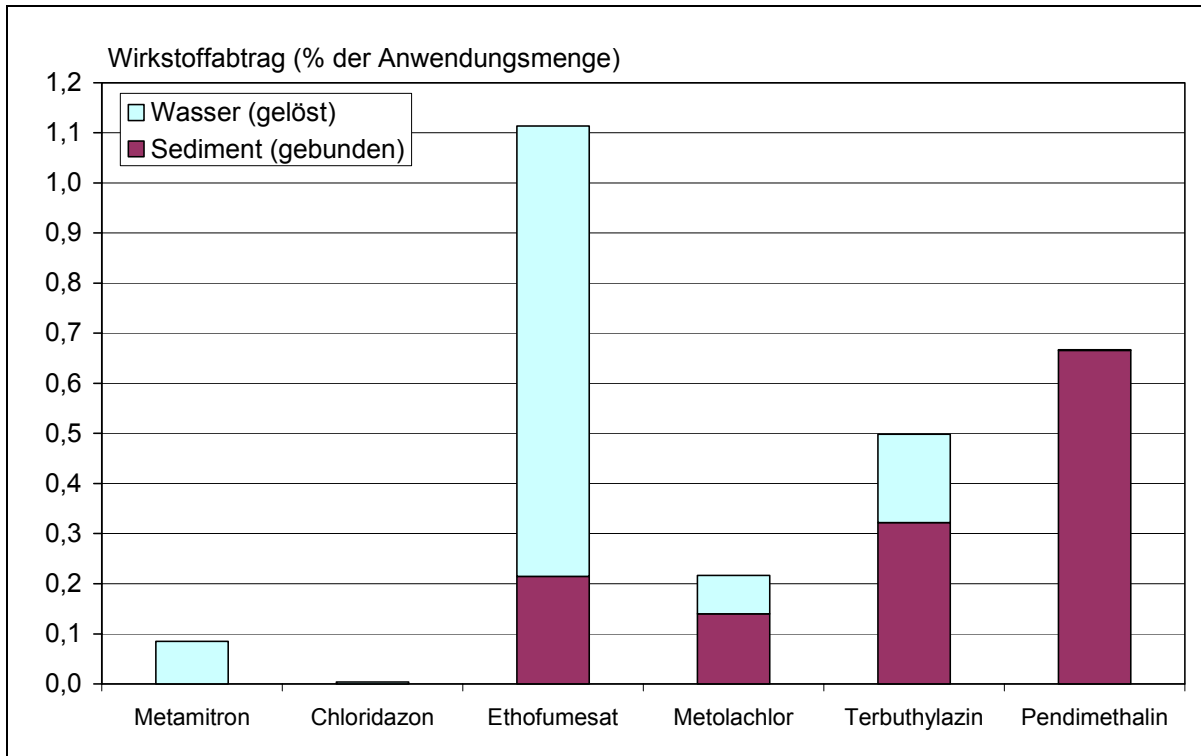
Die höchsten absoluten Wirkstoffausträge in Höhe von 5,5 g/ha wurden für Pendimethalin ermittelt, wobei die Austräge ausschließlich im Juni 1999 erfasst wurden. Aufgrund der Wirkstoffeigenschaften wurde Pendimethalin nahezu vollständig in partikulär gebundener Form mit dem Sediment ausgetragen. Die anderen Wirkstoffe wurden im Untersuchungszeitraum mit Beträgen zwischen 0,1 bis 4,7 g/ha ausgetragen (Abb. 5-11).



**Abb. 5-11: Absoluter Herbizidwirkstoffabtrag**

Die relativen Wirkstoffabträge bezogen auf die Aufwandsmengen der gesamten Untersuchungsperiode schwankten zwischen nahezu null (Chloridazon) und 1,1 % (Ethofumesat) der Aufwandmenge (Abb. 5-12). Die Größenordnungen der relativen Wirkstoffabträge im Oberflächenabfluss entsprechen näherungsweise dem Niveau, welches von FISCHER (1996) aus einer Vielzahl von Untersuchungen abgeleitet wurde. Die Auswertungen von

FISCHER ergaben, dass im Mittel rund 0,1 bis 0,2 % der angewendeten Wirkstoffe lateral ausgetragen werden. Auch eine bundesweite Abschätzung der Bedeutung der unterschiedlichen Eintragspfade von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer kam zu ähnlichen Ergebnissen (HUBER 1998).



**Abb. 5-12: Relativer Herbizidwirkstoffabtrag**

Die Kalkulation des Nährstoffaustrags erfolgte anhand der gelösten und partikulär gebundenen Nährstofffrachten. Da nicht für alle Abfluss- und Erosionsereignisse entsprechende Messwerte vorlagen, wurden die Stoffausträge mit Hilfe der arithmetischen Mittelwerte der Stoffgehalte und der Oberflächenabflusssumme bzw. der Bodenabtragssumme näherungsweise berechnet. Ammonium wurde im Oberflächenabfluss nur vereinzelt nachgewiesen, so dass der N-Austrag davon nicht wesentlich beeinflusst wurde. Vor diesem Hintergrund wurden die N-Frachten ohne Berücksichtigung der  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Messwerte kalkuliert. Die Datenbasis zu den Stoffgehalten im Oberflächenabfluss bzw. Bodenabtrag ist in Tabelle 8 dokumentiert. Berücksichtigt wurden die Nährstoffe Stickstoff, Phosphor und Kalium. Zur Berechnung der Frachten wurden als Gesamtabflussmenge 75,31 mm und als Gesamtbodenabtrag 99,6 t/ha herangezogen.

Auf dieser Datengrundlage konnte für den Untersuchungszeitraum von Juni 1997 bis August 2000 ein Nährstoffaustrag in Höhe von rund 150 kg/ha Stickstoff, 110 kg/ha Phosphor und 350 kg/ha Kalium berechnet werden; die jährlichen Austräge lagen bei rund 30 % der vorgenannten Werte (Tab. 5-6). Nicht berücksichtigt bleiben bei dieser Betrachtung die Schwankungen der Stoffgehalte zwischen den einzelnen Ereignissen. Insofern

sind die berechneten Abtragswerte nur als grobes Mittel der tatsächlichen Abträge einzustufen.

**Tab. 5-6: Geschätzter Nährstoffaustrag mit dem Oberflächenabfluss**

Elemente	Gehalt im Bodenabtrag Arith. Mittelwert mg/kg bzw. mg/l	Nährstoffaustrag	
		im Untersuchungszeit- raum kg/ha	je Jahr kg/(ha-a)
<b>N<sub>ges</sub></b> Boden	1500	149,4	49,8
<b>NO<sub>3</sub>-N</b> Wasser	2,276	1,7	0,6
<b>N<sub>total</sub></b>	-	<b>151,1</b>	<b>50,4</b>
<b>P</b> Boden	1107	110,3	36,8
<b>PO<sub>4</sub>-P</b> Wasser	0,877	0,7	0,2
<b>P<sub>total</sub></b>	-	<b>111,0</b>	<b>37,0</b>
<b>K</b> Boden	3544	353,0	117,7
<b>K</b> Wasser	k.A.	-	-
<b>K<sub>total</sub></b>	-	<b>353,0</b>	<b>117,7</b>

Für P und K werden Anreicherungsfaktoren in der Größenordnung von 0,7 bis 2,9 für die erfassten Erosionsereignisse berechnet (Tab. 5-7). Als Ursache dieser im Vergleich zu anderen Untersuchungen (vgl. u. a. FOSTER et al. 1985) niedrigen Anreicherungsfaktoren lässt sich eine geringe Korngrößenseparierung und damit eine geringe Anreicherung von Sorptionsträgern wie Ton und Humus im Bodenabtrag der Untersuchungsfläche vermuten. Dafür spricht die Dominanz linearer Abtragsprozesse auf dem Versuchsstandort wie sie im Feld auch immer wieder zu beobachten waren, so dass der Boden vorwiegend unsortiert ausgetragen worden ist.

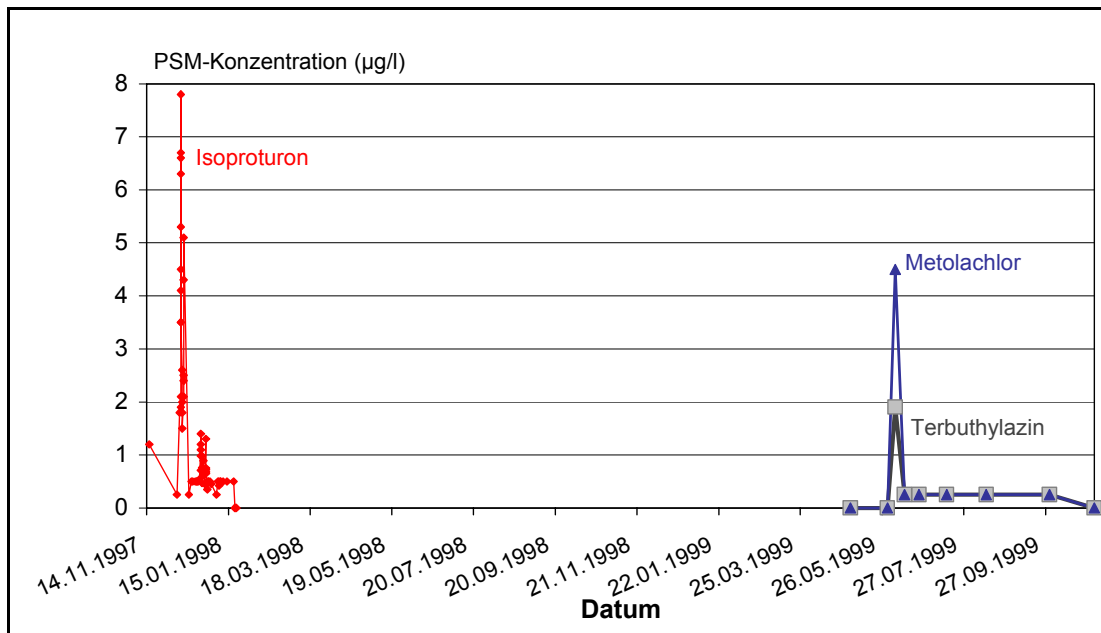
**Tab. 5-7: Berechnete Anreicherungsfaktoren für Phosphor und Kalium**

	P	K
arith. Mittel	1,37	1,61
Median	1,24	1,63
Min.	0,78	0,73
Max.	2,30	2,92



### Stoffaustrag mit dem Dränabfluss

Im Untersuchungszeitraum wurden im Dränabfluss alle angewendeten Herbizidwirkstoffe mit Ausnahme des Pendimethalin nachgewiesen (Abb. 5-13 und Abb. 5-14). Die höchste Konzentration erreichte Isoproturon mit knapp 8 µg/l im Dezember 1997, gefolgt von Chloridazon und Metolachlor mit rund 4,5 µg/l. Die anderen drei Wirkstoffe traten in Konzentrationen bis 2 µg/l auf. Die ökologische Relevanz der Herbizidausträge wird durch einen Vergleich der maximalen Konzentrationen im Dränabfluss mit den Zielvorgaben der LAWA (1997) für das Schutzgut „Aquatische Lebensgemeinschaften“ deutlich. So überschritten die maximalen Isoproturonkonzentrationen die Zielvorgabe um den Faktor 26, bei Metolachlor um den Faktor 22 und bei Terbutylazin um den Faktor 4. Für Chloridazon wurde keine Überschreitung der Zielvorgabe ermittelt und für Pendimethalin und Ethofumesat existieren keine Zielvorgaben, so dass für die beiden letztgenannten Stoffe keine Vergleiche vorgenommen werden können.



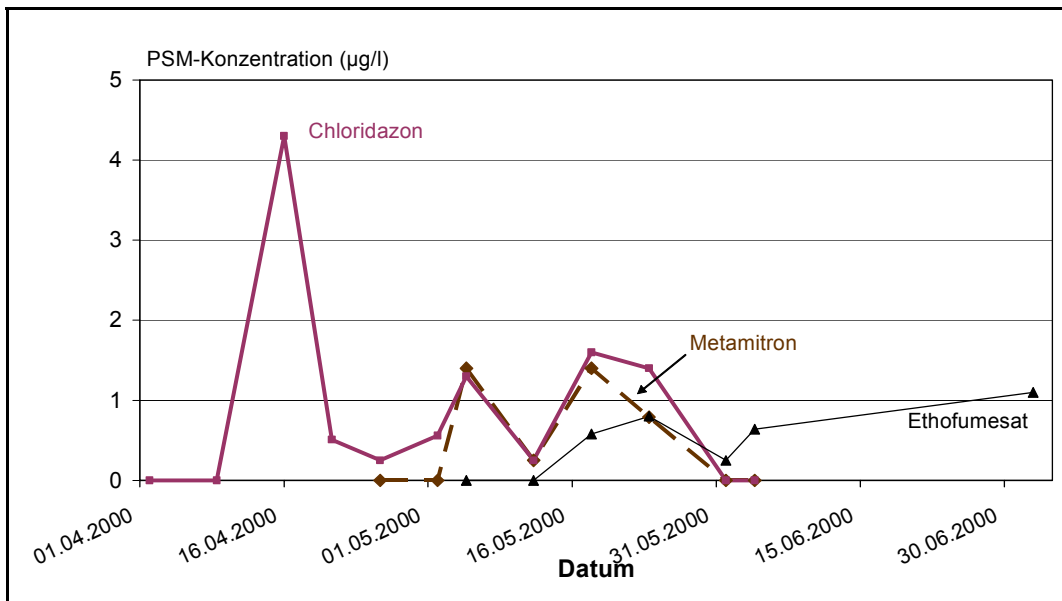
**Abb. 5-13: Herbizidwirkstoffe im Dränabfluss zwischen Nov. 1997 und Sept. 1999**

Der Wirkstoffaustrag mit dem Dränwasser stellt sich wie folgt dar:

Isoproturon = 350 mg/ha = 0,05 % der Aufwandsmenge

Metolachlor = 440 mg/ha = 0,04 % der Aufwandsmenge

Terbutylazin = 287 mg/ha = 0,05 % der Aufwandsmenge



**Abb. 5-14: Herbizidwirkstoffe im Dränabfluss von April 2000 bis Juni 2000**

Das Niveau der Relativausträge entspricht den Ergebnissen von FISCHER (1996), der anhand einer Literaturlauswertung mittlere relative Wirkstoffausträge über den Dränpfad zwischen 0,01 und 0,1 % der Aufwandmengen ermittelt hat. Für Chloridazon, Metamitron und Ethofumesat liegen nur Konzentrationswerte vor; Frachten konnten hier nicht berechnet werden, da aufgrund der Störungen an der Messeinrichtung ab dem 17. Februar 2002 keine Abflussmessung mehr vorgenommen werden konnte.

Im Dränabfluss wurden im Untersuchungszeitraum insgesamt bis zu 188 Einzelmessungen an gelösten Nährstoffen vorgenommen. Die  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen wiesen eine Schwankungsamplitude von rund 3 bis 30 mg/l auf, die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen schwankten zwischen 0 und 1,6 mg/l und die  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen zwischen 0,07 und 2,19 mg/l (Tab. 5-8).

**Tab. 5-8: Nährstoffgehalte im Dränabfluss (mg/l)**

	$\text{NO}_3\text{-N}$	$\text{NH}_4\text{-N}$	$\text{PO}_4\text{-P}$
arith. Mittel	9,65	0,02	0,25
Median	9,95	0,00	0,14
Min.	3,04	0,00	0,07
Max.	33,71	1,60	2,19

Anhand der Konzentrationswerte und dem gemessenen Abfluss lassen sich die Nährstofffrachten im Dränabfluss berechnen. Abb. 5-15 zeigt die kumulierten Frachten für den 2-Jahreszeitraum von November 1997 bis Dezember 1999. In dieser Zeitspanne wurden rund 150 kg/ha  $\text{NO}_3\text{-N}$ , 5 kg/ha  $\text{PO}_4\text{-P}$  und 0,3 kg/ha  $\text{NH}_4\text{-N}$  mit dem Dränwasser ausgebracht.

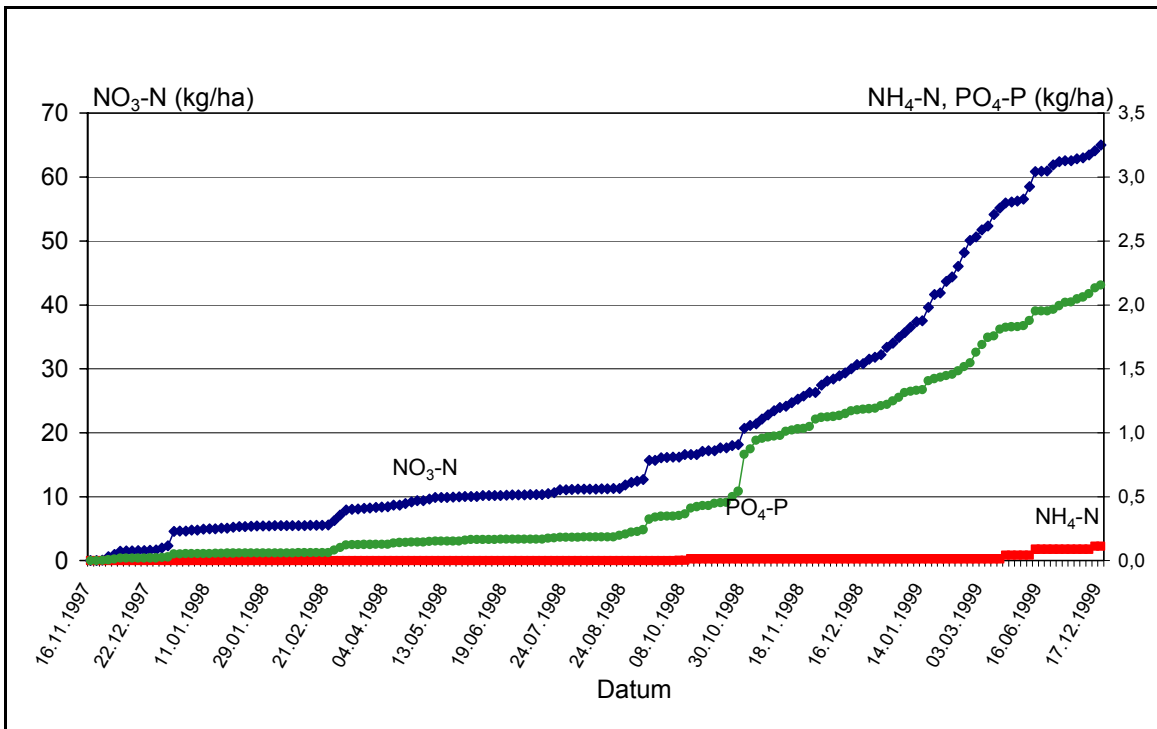


Abb. 5-15: Kumulierte  $\text{NO}_3\text{-N}$ -,  $\text{NH}_4\text{-N}$ - und  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Frachten im Dränabfluss von Nov. 1997 bis Dez. 1999

### Bedeutung der Eintragspfade

Werden die Stofffrachten des Oberflächen- und Drainagepfades gegenübergestellt, dann zeigt sich die vergleichsweise große Bedeutung des Oberflächenpfades für den Gesamtaustrag des Versuchsstandortes (Tab. 5-9). Die meisten Elemente bzw. Wirkstoffe wurden zum überwiegenden Teil über den Oberflächenpfad ausgebracht. Lediglich Stickstoff, der vorzugsweise in Form des leicht wasserlöslichen Nitrats der Auswaschung unterliegt, wurde zu rund 60 % über die Drainage ausgebracht. Ferner wurde Isoproturon nur über die Drainage ausgebracht, da im Oberflächenabfluss und Bodenabtrag kein Isoproturon nachgewiesen werden konnte.

Tab. 5-9: Vergleich der Austräge des Oberflächen- und Drainagepfads

Stoffe	Stoffausträge		Anteil des Oberflächenpfades am Gesamtaustrag %
	Oberflächenpfad	Drainagepfad	
	Nährstoffe kg/(ha·a)		Nährstoffe
N <sub>total</sub>	50	75	40
P <sub>total</sub>	37	3	93
	PSM-Wirkstoffe g/ha (%-Aufwandsmenge)		PSM-Wirkstoffe
Pendi-methalin	5,50 (0,67%)	0 (0 %)	100
Metamitron	1,80 (0,14 %)	n. b. **	(100)
Chloridazon	0,10 (0,01 %)	n. b.	(100)
Ethofumesat	4,63 (2,20 %)	n. b.	(100)
Metolachlor	2,66 (0,22 %)	0,44 (0,04 %)	80
Terbutylazin	3,10 (0,50 %)	0,29 (0,05 %)	88
Isoproturon	0 (0 %)	0,35 (0,05 %)	0

Ökotoxikologisch sind die gelösten Stoffkonzentrationen von besonderer Bedeutung, da sie akute Störungen empfindlicher Schutzgüter verursachen können. Aus diesem Grund bietet sich ein Vergleich der im Oberflächen- und Dränabfluss gelösten Herbizidwirkstoffe an. Tab. 5-10 stellt die arithmetischen Mittelwerte und 90.-Perzentilwerte der detektierten

Tab. 5-10: Vergleich der PSM-Wirkstoffkonzentrationen im Oberflächen- und Dränabfluss

	Metamitron µg/l	Chloridazon µg/l	Ethofumesat µg/l	Isoproturon µg/l	Terbutylazin µg/l	Metolachlor µg/l	Pendi-methalin µg/l
<b>Arith. Mittel</b>							
Oberflächenpfad	7,8	2,9	11,3	0	15,3	19,6	0,2
Drainagepfad	0,6	1,1	0,2	0,9	0,04	0,1	0
<b>90. Perzentil</b>							
Oberflächenpfad	30,0	3,6	40,6	0	39,0	54,4	0,6
Drainagepfad	1,4	2,1	0,7	2,4	0	0	0

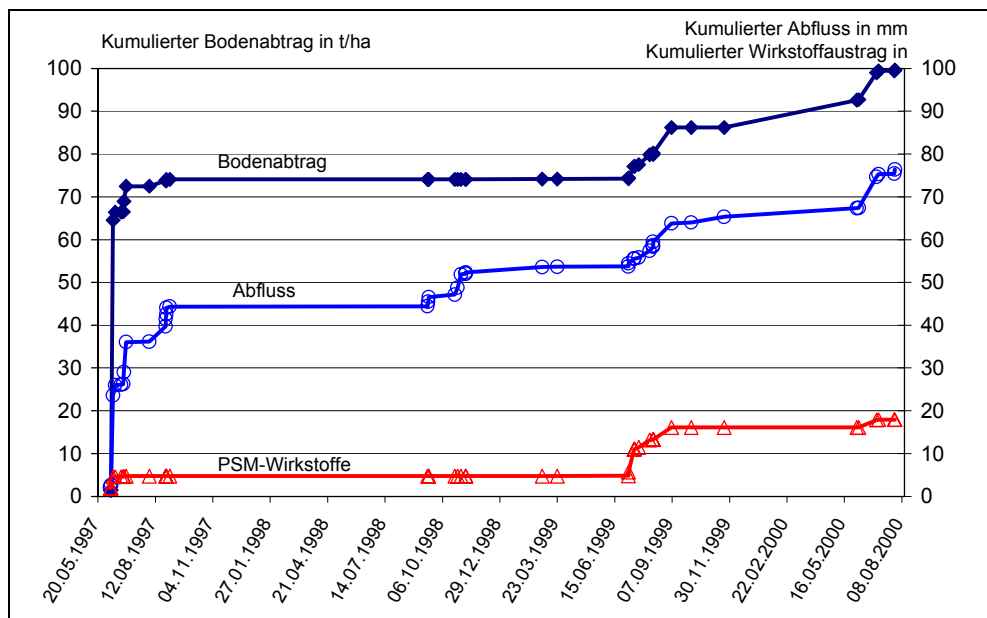
Wirkstoffe im Oberflächen- und Dränabfluss gegenüber. Mit Ausnahme von Isoproturon wurden im Versuchszeitraum deutlich höhere Wirkstoffkonzentrationen im Oberflächenabfluss gefunden. Vor diesem Hintergrund geht die vergleichsweise größere Gefahr vom

Oberflächenabflusspfad aus, zumal die Versuchsfläche auch nah an einem Bach und an Fischteichen liegt und so bei größeren Ereignissen direkte ungefilterte Übertritte des Oberflächenabflusses in die unterliegenden oberirdischen Gewässer wahrscheinlich sind.

#### 5.1.4 Zusammenfassung

Die wesentlichen Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Mit gemessenen rund 30 t/(ha-a) Bodenabtrag, die in etwa den mit der Abtragsgleichung „Revised Universal Soil Loss Equation“ (RUSLE) (RENARD et al. 1991) ermittelten Schätzwerten für die langjährigen mittleren Bodenabträgen entsprechen, gehört die Versuchsfläche zu den besonders erosionsgefährdeten Standorten. Die Erosionsgefährdung resultiert insbesondere aus der Kombination von erosionsanfälliger Schluffboden und hoher Hangneigung bei gleichzeitig hoher Erosivität der Niederschläge sowie dem Anbau von Mais und Zuckerrüben mit konventioneller Pflugbearbeitung. Zudem wirkt sich die ausgeprägte Hangmulde abfluss- und abtragsfördernd aus.
- Einzelne Erosionsereignisse dominierten den Gesamtaustrag. So wurden 60 % des gesamten Bodenabtrags durch ein Einzelereignis verursacht. Von den fünf größten der insgesamt 30 erfassten Erosionsereignissen wurden allein 86 % des Bodenabtrags verursacht; von den zehn größten sogar 96 % des gesamten Bodenabtrags. Auch die Summe des gemessenen Oberflächenabflusses wurde maßgeblich durch Einzelereignisse bestimmt, wenn auch auf etwas niedrigerem Niveau als der Bodenabtrag (vgl. Abb. 5-16).



**Abb. 5-16: Summenkurve des Bodenabtrags, des Oberflächenabflusses sowie der Summe aller gelösten und partikulären PSM-Wirkstoffausträge in Ratinen-Homberg in den Untersuchungsjahren 1997 bis 2000**

- Durch die großen Abfluss- und Bodenabtragsereignisse wurden auch die größten PSM-Wirkstoffausträge verursacht (vgl. Abb. 5-16). Jedoch wurden die Wirkstoffausträge nicht nur von der Ereignisgröße, sondern auch maßgeblich durch den zeitlichen Abstand zwischen Anwendungstermin und Ereignistermin bestimmt.
- Mit Oberflächenabfluss und Bodenabtrag wurden im Versuchszeitraum rund 0,1 g/ha Chloridazon, 4,7 g/ha Ethofumesat, 1,7 g/ha Metamitron, 2,7 g/ha Metolachlor, 5,5 g/ha Pendimethalin und 3,1 g/ha Terbuthylazin von der Versuchsfläche abgeschwemmt. Lediglich Isoproturon konnte im Oberflächenabfluss nicht nachgewiesen werden. Der relative Wirkstoffaustrag lag zwischen 0 % bei Isoproturon und 1,3 % bei Ethofumesat.
- Rund 50 kg Stickstoff und 37 kg Phosphor je Hektar und Jahr wurden über den Oberflächenpfad ausgetragen.
- Auch beim Dränagepfad war die Bedeutung einzelner Ereignisse für das gesamte Ausstragsgeschehen von PSM-Wirkstoffen zu erkennen (vgl. Abb. 5-17). Die Wirkstoffe Metolachlor, Terbuthylazin und Isoproturon wurden im Versuchszeitraum in Höhe von 0,67, 0,44 bzw. 0,54 g/ha ausgetragen; das entspricht bei allen drei Wirkstoffen rund 0,07 % der jeweiligen Anwendungsmenge. Weiterhin wurden die Wirkstoffe Chloridazon, Ethofumesat und Metamitron detektiert; aufgrund von versuchsbedingten Störungen konnten für diese Wirkstoffe aber keine Frachten berechnet werden. Die höchsten Konzentrationen erreichte Isoproturon mit 8 µg/l, gefolgt von Chloridazon und Metolachlor mit rund 4,5 µg/l. Die anderen Wirkstoffe traten in Konzentrationen bis 2 µg/l auf.

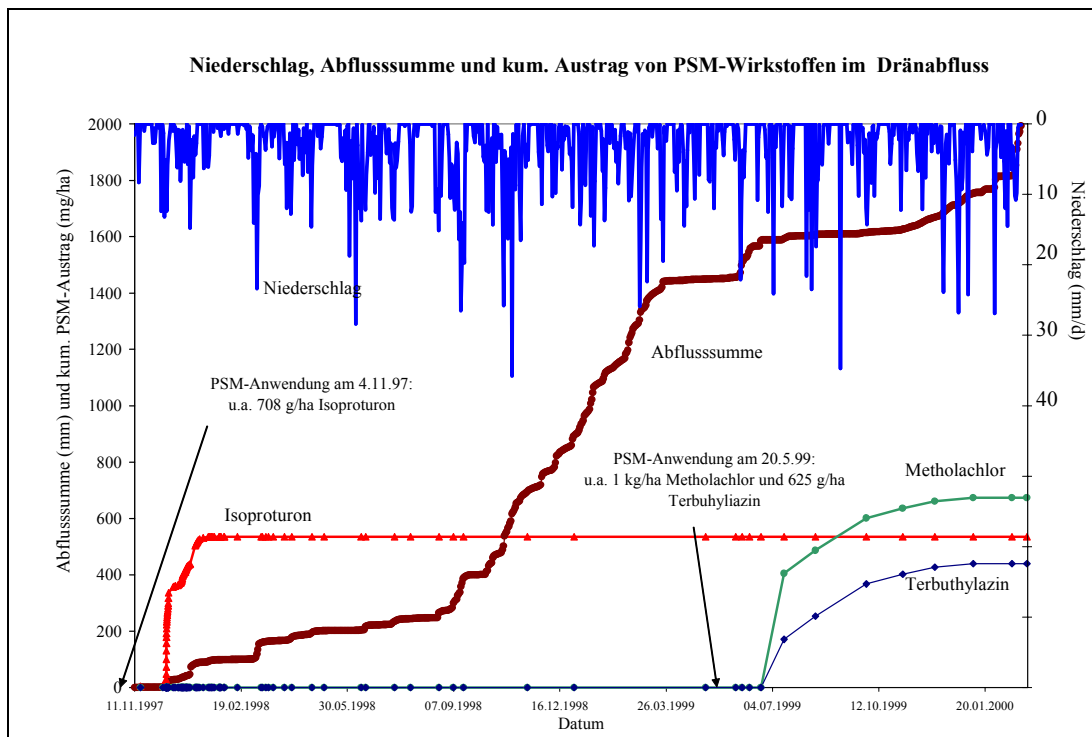


Abb. 5-17: PSM-Wirkstoffaustrag mit dem Dränabfluss des Standortes Ratingen-Homburg

- Dahingegen wurden die Nährstoffausträge der Dränung vorwiegend über die Abflusshöhe bestimmt; im Versuchszeitraum wurde rund 75 kg Stickstoff und 2,5 kg Phosphor je Hektar und Jahr ausgetragen.
- Ein Großteil der ermittelten Stofffrachten wurde über den Oberflächenabflusspfad ausgetragen. Der Anteil des Stoffaustrages über den Oberflächenabflusspfad am Gesamtaustrag lag in der Regel über 80 %; nur bei Stickstoff (40 %) und Isoproturon (0 %) war der Oberflächenabflusspfad von untergeordneter bzw. keiner Bedeutung.
- Von den ermittelten Stoffausträgen können Beeinträchtigungen der aquatischen Lebensgemeinschaften ausgehen. So überschritten die gemessenen PSM-Wirkstoffkonzentrationen sowohl im Oberflächen- als auch im Dränabfluss die hilfsweise herangezogenen LAWA-Zielvorgaben für aquatische Lebensgemeinschaften in oberirdischen Gewässern um ein Vielfaches. Die maximalen Wirkstoffkonzentrationen lagen zwischen 60 und 140 µg/l im Oberflächenabfluss und um 8 bis 10 µg/l im Dränabfluss. Beim direkten Übertritt derart belasteter Abflüsse in oberirdische Gewässer sind Beeinträchtigungen aquatischer Lebensgemeinschaften nicht auszuschließen, insbesondere wenn es sich um kleine Gewässer mit geringer Wasserführung handelt, bei denen keine ausreichende Verdünnung der eingetragenen Wirkstofffrachten erwartet werden kann.
- Hinsichtlich notwendiger Schutzmaßnahmen wurde aus den Versuchsergebnissen abgeleitet, dass Schutzmaßnahmen dringend geboten sind. Als geeignete Schutzmaßnahmen bieten sich an: Konservierende Bodenbearbeitung, Mulchsaat, Zwischenfruchtanbau, Querbewirtschaftung, ggf. Begrünung der Tiefenlinie der Hangmulde, Einsatz stark sorbierter Pflanzenschutzmittelwirkstoffe bei Umstellung auf konservierende Bearbeitungs- und Bestellverfahren, Effizienzsteigerung der Nährstoffversorgung (Düngung) und ggf. Reparatur der Dränung.

## 5.2 Teilprojekt 2

### „Konservierende Bodenbearbeitung als Minderungsmaßnahme“

#### 5.2.1 Zielsetzungen

Das Teilprojekt „Konservierende Bodenbearbeitung als ackerbauliche Maßnahme zur Verringerung des diffusen Eintrags von Pflanzenbehandlungsmitteln und Nährstoffen in Oberflächengewässer“ zielte auf den Vergleich verschiedener Bodenbearbeitungsverfahren im Hinblick auf das Ausmaß der Boden- und Stoffausträge ab. Messtechnisch wurden die Oberflächen-, Zwischen- und Dränabflüsse erfasst.

Projektnehmer war die Arbeitsgruppe von Prof. Lütke Entrup der Universität-Gesamthochschule Paderborn, Abteilung Soest, Fachbereich Agrarwirtschaft. Den Ausführungen liegt der Abschlussbericht aus dem Jahr 2003 zugrunde.

#### 5.2.2 Standort und Methoden

Die **Versuchsfläche** wurde in der Nordabdachung des Haarstranges (Kreis Soest, Gemeinde Rüthen, Gemarkung Menzel) angelegt (Abb. 5-18).

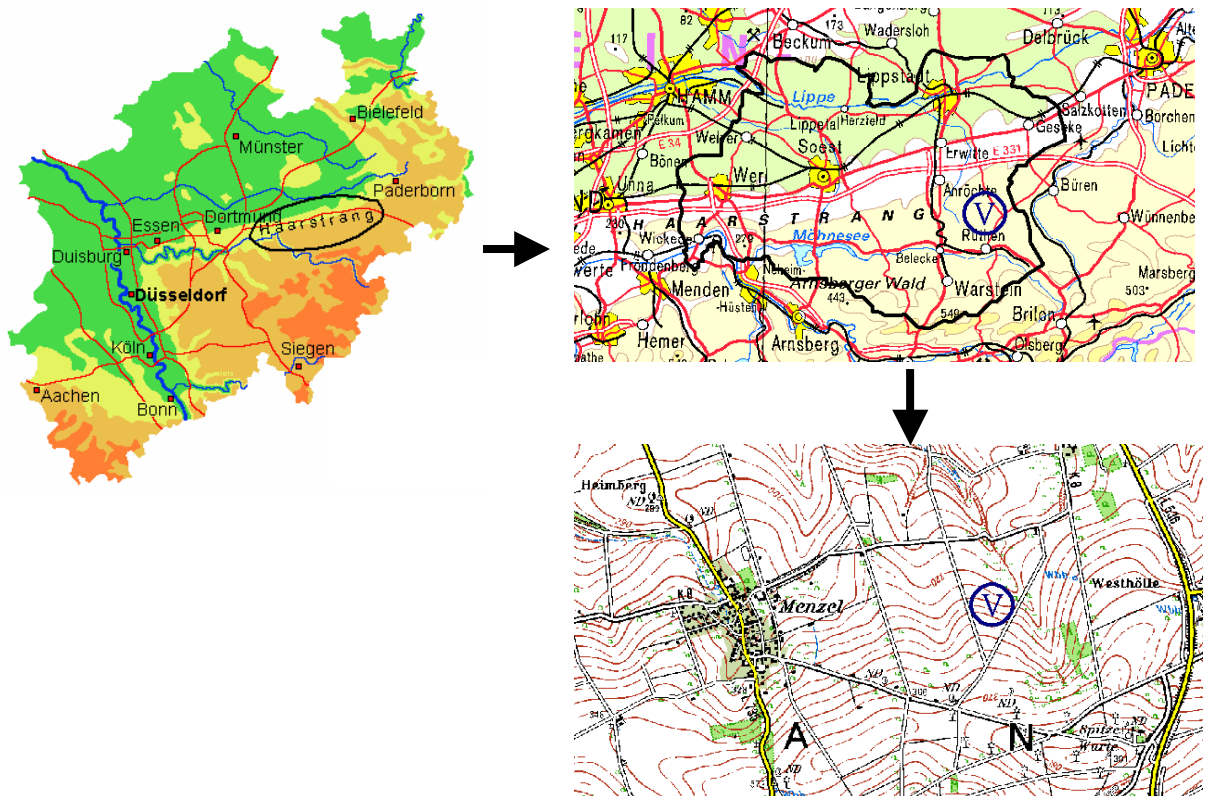


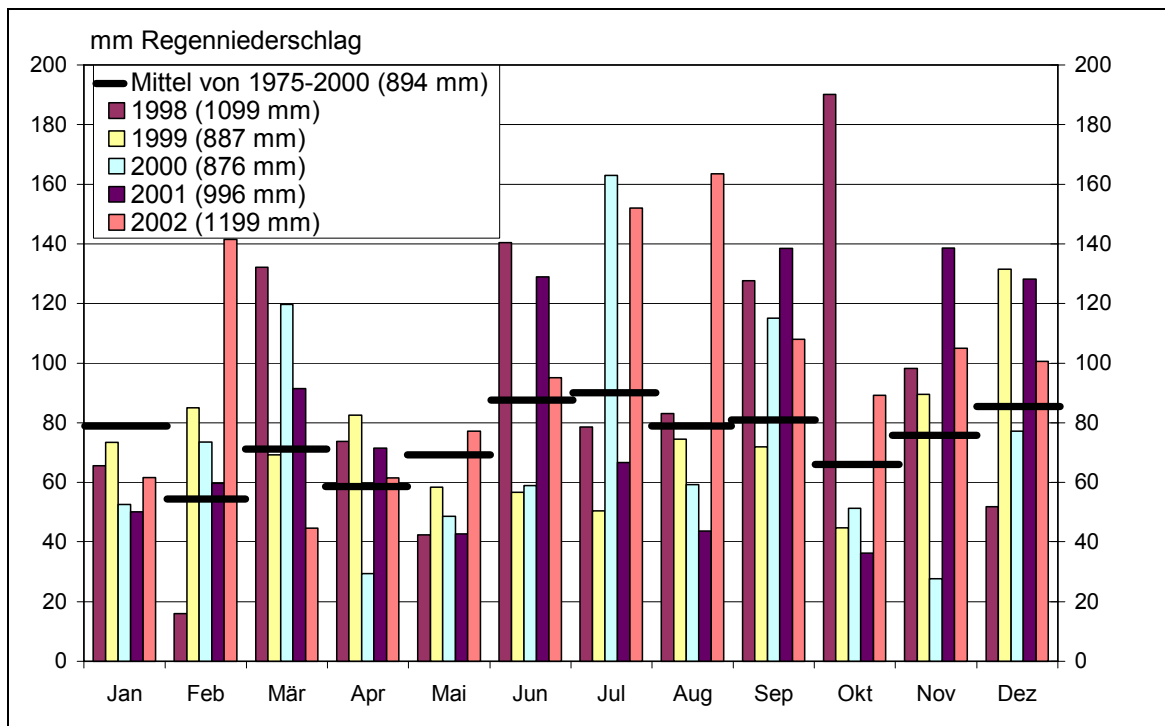
Abb. 5-18: Lage des Untersuchungsgebietes in NRW und der Versuchsfläche (V) in der Gemarkung Menzel (nach ERLACH et al. 2003)



Die **Böden** waren flach- bis mittelgründige Braunerden bzw. Redzina-Braunerden aus **lösshaltigem Kalksteinverwitterungslehm** mit der Bodenart toniger Lehm im Oberboden; die Erodierbarkeit des Bodens war mittel (K-Faktor = ~ 0,35).

Im langjährigen Mittel fällt im Versuchsgebiet knapp 900 mm **Niederschlag**<sup>13</sup>. In den Jahren 1998, 2001 und 2002 fielen im Vergleich zum langjährigen Mittel rund 20 %, 10 % bzw. 25 % mehr Niederschlag. Mit knapp 900 mm Niederschlag entsprach die Niederschlagssumme der Jahre 1999 und 2000 ungefähr dem langjährigen Mittel (Abb. 5-19). Im Vergleich zu den langjährigen Monatsmittelwerten wurden im Untersuchungszeitraum in den Monaten Januar und Mai zumeist deutlich niedrigere Niederschlagssummen und im September zumeist höhere Niederschlagssummen erfasst. In den anderen Monaten stellte sich die Situation heterogener dar. Die Erosivität des Niederschlages wird von GLA (2000) mit 70-75 R-Faktoreinheiten angegeben.

In Tab. 5-11 sind die Regenniederschläge charakterisiert, die im Untersuchungszeitraum Oberflächenabfluss ausgelöst haben. Bei der Betrachtung der Ereignisse in ihrer Gesamtheit wird deutlich, dass der überwiegende Anteil der Ereignisse durch sehr geringe bis geringe Niederschlagshöhen geprägt war. Von den insgesamt 21 verschiedenen Niederschlagsereignissen wiesen allein 9 Ereignisse Niederschlagshöhen unter 10 mm auf und weitere 8 Ereignisse zwischen 10 und 15 mm.



**Abb. 5-19: Monatliche Regenniederschläge auf der Messfläche im Versuchszeitraum im Vergleich zum langjährigen Mittel**

<sup>13</sup> Hier nur Regenniederschlag; im Mittel fallen weitere rund 4 mm als Schneeniederschlag.

Tab. 5-11: Charakteristik der Niederschläge, die Oberflächenabfluss ausgelöst haben

Datum und Beginn des Niederschlags	Niederschlagsdauer Stunden:Minuten	Niederschlagshöhe mm	Niederschlagsintensität	
			Maximal*	Durchschnittlich
mm/h				
<b>Mais</b>				
21.06.98 21:10	0:16	5,2	54	19,5
22.06.98 01:04	0:06	2,9	48	29,0
22.06.98 03:58	0:10	2,9	36	17,4
01.08.98 21:12	1:42	13,4	30	7,9
12.07.99 19:15	0:24	11,9	108	29,8
19.07.99 22:08	0:08	6,1	72	45,8
20.07.99 03:06	1:22	5,2	30	3,8
30.06.01 15:01	3:09	35,0	84	11,1
<b>Winterraps</b>				
14.09.98 13:38**	24:40	62,1	18	2,5
07.09.00 08:38	2:46	10,1	24	3,6
16.09.00 05:23	1:22	13,5	24	9,9
25.09.00 08:18	1:49	11,0	30	6,1
27.09.00 16.00	0:52	3,0	24	3,5
<b>Winterweizen</b>				
14.09.98 13:38**	24:40	62,1	18	2,5
22.11.99 20:55	11:30	9,2	18	0,8
19.01.00 14:50	8:30	6,6	24	0,8
24.02.00 22:00	13:00	20,6	6	1,6
01.03.00 01:05	14:15	12,6	24	0,9
03.03.00 08:25	4:55	10,2	54	2,1
08.03.00 07:50	24:55	24,9	60	1,0
10.03.00 20:55	13:55	6,7	36	0,5
17.03.00 23:10	19:05	11,3	24	0,6

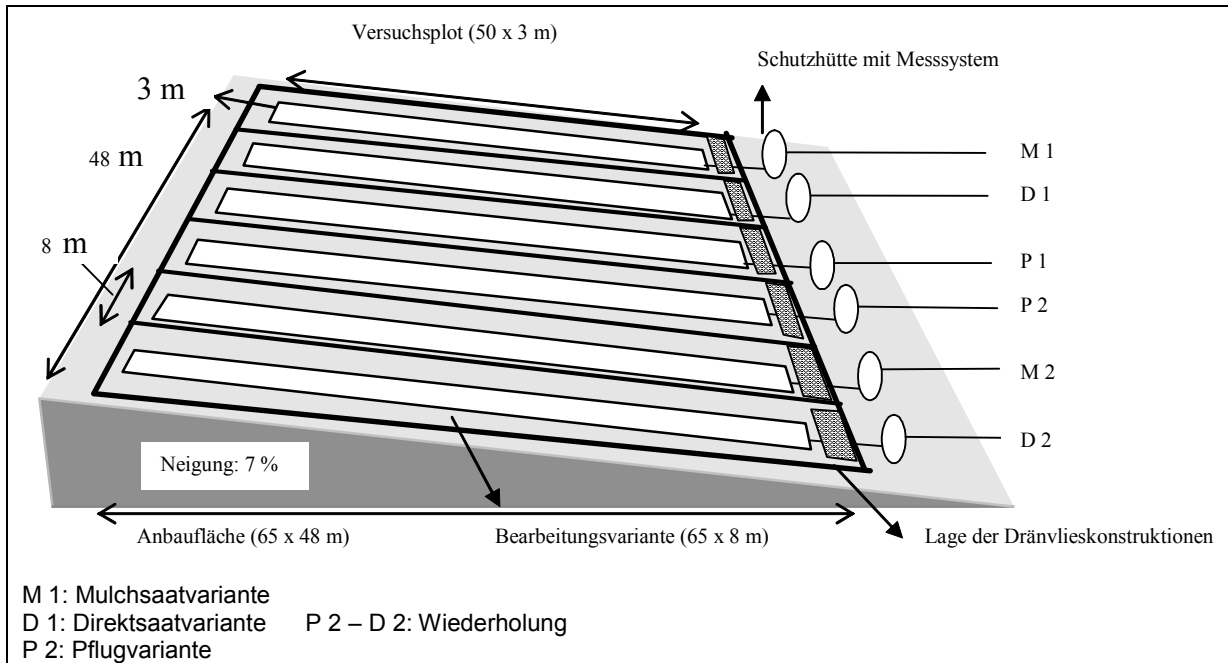
Anmerkung: \* Die aus den Regenschreiberdaten ermittelte maximale Minutenintensität wurde auf mm/h umgerechnet, um die Intensitätsdaten besser miteinander vergleichen zu können.

\*\* Oberflächenabfluss konnte nicht erfasst werden, da die Messtechnik aufgrund von Wassereintrich in die Messgruben ausgefallen war. Deutlich erkennbar waren Abflussspuren auf den Pflug- und im geringeren Umfang auf den Mulchparzellen. Dahingegen war auf den Direktsaatparzellen augenscheinlich kein Oberflächenabfluss aufgetreten.

Die **Bearbeitung** erfolgte in Gefällrichtung. Vor Versuchsbeginn war die Fläche über drei Jahre bereits pfluglos, das heißt konservierend bewirtschaftet worden. Während des Untersuchungszeitraums wurde Winterraps-Winterweizen-Wintergerste bzw. Mais-Winterweizen-Mais angebaut. Von Wintergerste wurden die Boden- und Stoffabträge nicht erfasst.

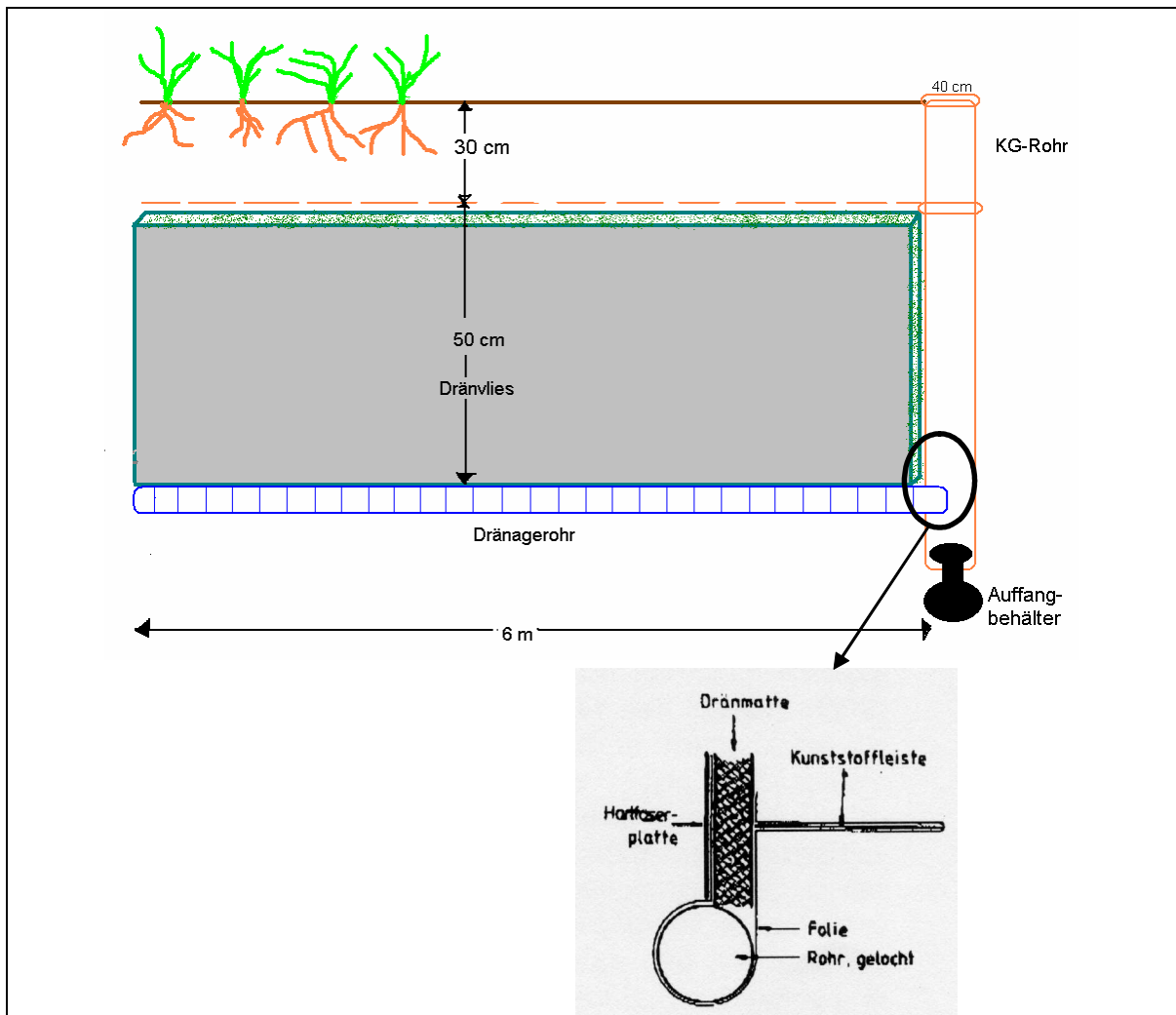
Im Jahr 1997 wurden auf einem 48 m breiten und 75 m langen Teilstück der ca. 3 ha großen Versuchsfläche in zweifacher Wiederholung für jede Bodenbearbeitungsvariante („Pflug“, „Mulch“ und „Direktsaat“) 150 m<sup>2</sup> große **Parzellen** (3 m breit und 50 m lang) angelegt (vgl. Abb. 5-20). Die Messparzellen wurden mit Zinkblechen abgegrenzt. Der Ober-

flächenabfluss wurde am unteren Ende der Versuchspartellen über die gesamte Partellenbreite hinweg mit einem in Bezug zur Bodenoberfläche eben eingebauten Ablaufblech gefasst und zum Messsystem weitergeleitet. Der Oberflächenabfluss sowie der damit einhergehende Boden- und Stoffabtrag wurde nicht ganzjährig erfasst; die Messungen beschränkten sich auf die Phase nach der Aussaat der Kulturen bis zum Bestandsschluss (vgl. Tab. 5-14, Seite 102).



**Abb. 5-20: Schema für die Anbaufläche einer Ackerkultur auf der Versuchsfläche mit Bodenbearbeitungsvarianten, Versuchsplots und Dränvlieskonstruktionen (ERLACH et al. 2003)**

Das **Messsystem** zur Erfassung des **Oberflächenabflusses** bestand aus einem Stahlkessel, in dem sich zwei unterschiedlich große Kippwaagen zur Erfassung der Abflussmenge, ein Probenverteilarms und 24 Probenflaschen à 1000 ml befanden. Die Abflussrate wurde aus der Anzahl der Kippungen je Zeiteinheit berechnet. Abflussraten bis 8 l/min wurden mit der kleineren Kippwaage (Fassungsvermögen 1 l) erfasst; bei höheren Abflussraten bis maximal 30 l/min erfolgte eine Messung mit der größeren, im Bypass angeschlossenen Kippwaage (Fassungsvermögen 3 l). Das Probennahmeintervall wurde an die Anzahl der Kippungen gebunden. Mit Hilfe eines Dataloggers wurde das Messsystem gesteuert. Weiterhin zeichnete der Datalogger die Abflussdaten sowie die mit einer gesonderten Klimastation ermittelten Niederschlagsdaten (u. a. Niederschlagsmenge und -rate) ereignisbezogen auf.



**Abb. 5-21: Schematische Darstellung der Erfassung des Zwischenabflusses mit Hilfe eines Dränvlieses (ERLACH et al. 2000)**

Der **Zwischenabfluss** wurde am unteren Parzellenende aus einer Bodentiefe von 30 bis 80 cm erfasst. Dazu wurden 6 m mal 0,5 m große Dränmatten der Bezeichnung CKL 15 Enkadrain der Firma Akzo Nobel Vertikal an aufgedugenen Profilwände befestigt (Abb. 5-21). Der in die Dränmatten eintretende Zwischenabfluss wurde mit Hilfe eines Dränrohrs zu einem Auffangbehälter geleitet, mit dem der Zwischenabfluss quantitativ gesammelt wurde. Die Auffangbehälter wurde einmal wöchentlich, bei andauernden Niederschlägen im ein- bis zweitägigen Rhythmus kontrolliert; dabei wurden die Abflussmenge gemessen und Aliquote zur Bestimmung der Inhaltsstoffe gezogen.

Die Fläche war gedränt; die Dränstränge verliefen etwa im 45°-Winkel zur Gefällelinie und hatten einen Abstand von 15 m (Abb. 5-22). Um die **Dränabflüsse** den Varianten der Bodenbearbeitung zuordnen zu können, wurden sie an den Grenzen der Parzellen aufgedug und gekappt. An den unteren Enden der nunmehr unterbrochenen Dränstränge wurden Entnahmestellen eingerichtet. Als geschätztes „Wassereinzugsgebiet“ für die un-

teren Dränstränge wurde die trapezförmige, 120 m<sup>2</sup> große Fläche zwischen dem unteren und dem oberen Dränstrang angenommen. Bei der Datenauswertung zeigte sich jedoch, dass auf der Basis dieser Annahme überproportionale Dränabflüssen berechnet werden, dass heißt, dass flächenbezogen mehr Dränabfluss als Niederschlag ermittelt wird. Insofern muss davon ausgegangen werden, dass das tatsächliche Einzugsgebiet größer ist und über die eigentlichen Versuchspartzellen hinausreicht; eine Abgrenzung des Einzugsgebietes ist anhand der Ergebnisse jedoch nicht möglich. Der Dränabfluss wurde diskontinuierlich, ereignisbezogen beprobt. Dazu wurden bei Abflussereignissen zweimal am Tag Proben gezogen und die Abflussrate durch manuelles Auslitern gemessen.

Neben den Wasserflüssen wurden auch der **Bodenabtrag** sowie die **Pflanzenschutzmittel- und Nährstoffausträge** (Stickstoff und Phosphor) quantitativ erfasst.

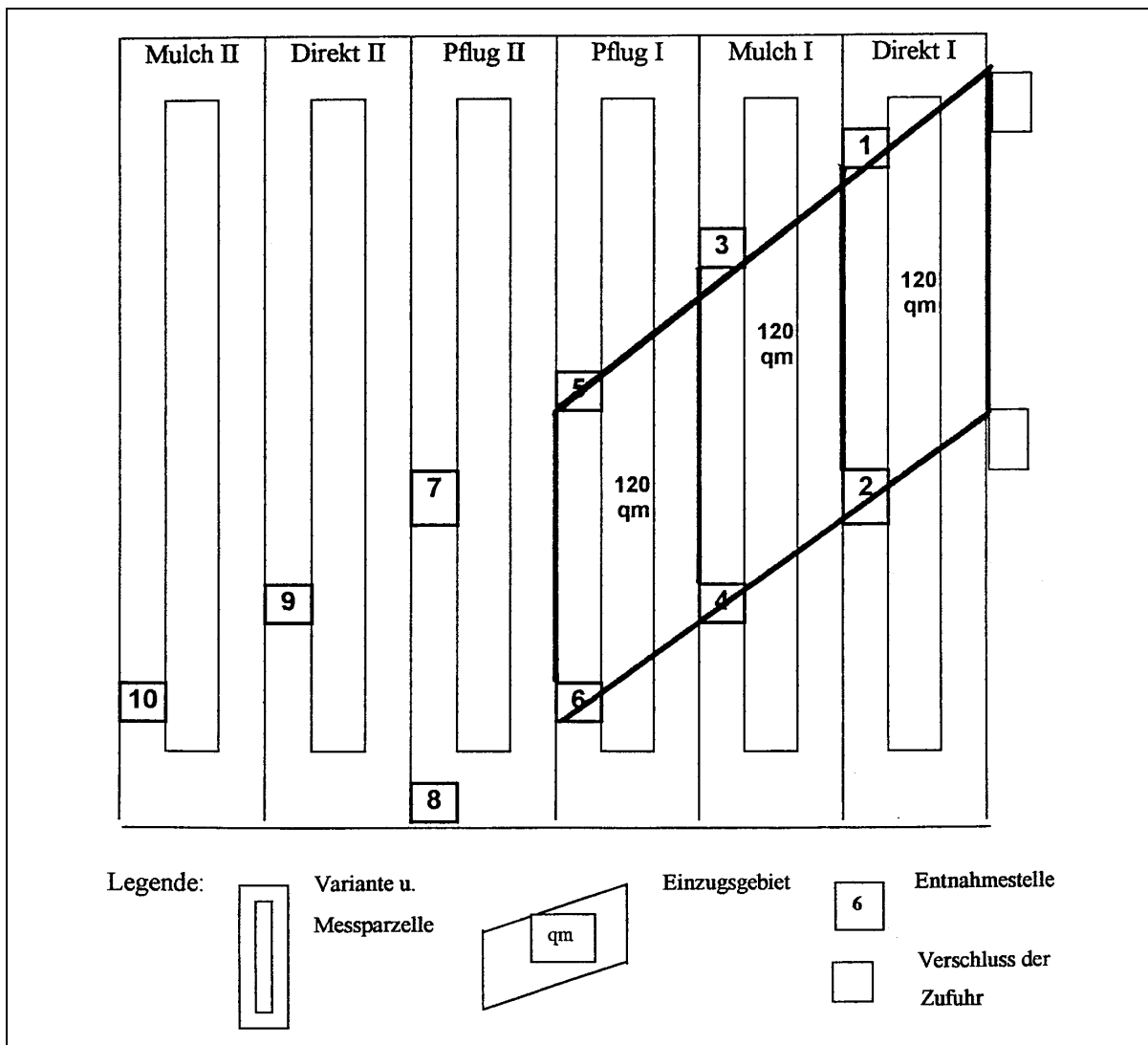


Abb. 5-22: Lageplan der Dränagen und Einzugsgebiete für den unteren Dränstrang (ERLACH et al. 2003)

### 5.2.3 Ergebnisse

Im Versuchszeitraum traten insgesamt 22 **Oberflächenabflussereignisse** auf (Tab. 5-12). Im Mais wurden 8 Oberflächenabflussereignisse erfasst, davon allein 3 Ereignisse am 21. und 22.06.98 innerhalb weniger Stunden. In Winterraps wurde bei 5 Ereignissen Oberflächenabfluss registriert, in Winterweizen bei 9 Ereignissen.

**Tab. 5-12: Anzahl der Oberflächenabflussereignisse**

Kultur	Untersuchungs- und Erntejahr					
	1997	1998	1999	2000	2001	2002
<b>Mais</b>	—	4	3	keine	1	keine
<b>Winterraps</b>	keine	1*	keine	4	keine	—
<b>Winterweizen</b>	keine	1*	1	7	keine	keine

keine = kein Oberflächenabfluss; — = keine Messung

\* Oberflächenabfluss am 14.09.98 in der Pflug- und Mulchvariante konnte auf Grund einer Störung des Messsystems nicht ausgewertet werden (vgl. Anmerkungen zur Tab. 5-11).

Das Abflussverhalten der Bearbeitungsvarianten war sehr unterschiedlich. Auf den Direktsaatvarianten ist im gesamten Untersuchungszeitraum kein Oberflächenabfluss aufgetreten (Abb. 5-23). Unter Mulch wurde maximal 2 % des Niederschlags als Abfluss auf den Maisparzellen ermittelt. Auf den Winterrapsparzellen trat bis auf das Ereignis vom 14.09.98 kein Oberflächenabfluss auf und auf den Winterweizenparzellen wurde Oberflächenabfluss nur in sehr geringem Umfang unter 0,5 % erfasst. Im Gegensatz dazu wurde auf den Pflugparzellen bei mehr Ereignissen und im größeren Umfang Oberflächenabfluss gemessen; maximal wurden im Mais und im Winterraps ca. 8 % der Niederschlagshöhe als Abfluss ermittelt.

Im Durchschnitt des gesamten Untersuchungszeitraumes betrug der relative Oberflächenabfluss im Verhältnis zu den Ereignisniederschlägen auf den Pflugparzellen 2 % und auf den Mulchparzellen 0,4 % und im Verhältnis zur Niederschlagssumme der gesamten Messphasen nur 0,13 % bzw. 0,03 % auf den Pflug- bzw. Mulchparzellen (Tab. 5-13).

**Tab. 5-13: Relativer Oberflächenabfluss im Verhältnis zu den Ereignisniederschlägen und den Niederschlägen der Messphasen**

<b>Niederschlagssumme in den Messphasen *</b>		3.416,0 mm	
<b>Niederschlag der Ereignisse mit Oberflächenabfluss</b>		222,3 mm	
<b>Oberflächenabfluss</b>	<b>Summe mm</b>	<b>Relativer Oberflächenabfluss (%) im Verhältnis zu Ereignisniederschlägen Niederschlägen der Messphasen</b>	
<b>Pflug</b>	4,4	2,0	0,13
<b>Mulch</b>	0,9	0,4	0,03

\* nach ERLACH 2003, Tab. 11, 21, 28

Das unterschiedliche Abflussverhalten der Bearbeitungsvarianten wird exemplarisch am Ereignis vom 22.06.1998 dargestellt (Abb. 5-24). Innerhalb von 6 min fielen 2,9 mm Nie-

derschlag mit einer maximalen Intensität von 48 mm/h und einer durchschnittlichen Intensität von 29 mm/h. Dadurch wurde in den Pflugvarianten Oberflächenabfluss in Höhe von 0,18 bzw. 0,09 mm ausgelöst, wohingegen in den Mulchvarianten lediglich 0,04 bzw. 0,03 mm Abfluss gemessen werden konnte. Diese charakteristischen Unterschiede in der Abflussbildung wurden bei allen Ereignissen beobachtet.

Insgesamt sind die Oberflächenabflusshöhen auf Grund der vergleichsweise niedrigen Niederschlagserosivitäten gering. So flossen von den Pflugparzellen im Mittel der Ereignisse lediglich 0,24, 0,44 und 0,03 mm unter Mais, Winterraps bzw. Winterweizen ab. Bei den Mulchvarianten war der Abfluss noch geringer und betrug im Mittel der Ereignisse lediglich 0,09, 0,00 und 0,017 mm unter Mais, Winterraps bzw. Winterweizen. Vor dem Hintergrund dieser geringen Abflusshöhen waren keine erheblichen Boden- und Stoffabträge zu erwarten. Das zeigen auch die weiter unten dokumentierten Ergebnisse zum Boden-, Nährstoff- und Pflanzenschutzmittelaustrag.

Auf den Pflugparzellen liefen im Untersuchungszeitraum insgesamt rund 4,4 mm Oberflächenabfluss ab, wohingegen von den Mulchparzellen nur 0,9 mm abflossen (Tab. 5-14). Somit wurde der Oberflächenabfluss durch die Umsetzung der konservierenden

**Tab. 5-14: Oberflächenabflüsse der Versuchsvarianten Pflug und Mulch**

Versuchsjahr *	Variante Plot I+II **	Oberflächenabfluss mm	Mulch rel. zu Pflug %
<b>Mais</b>			
1998	Pflug	0,356	15,1
	Mulch	0,054	
1999	Pflug	0,171	0,0
	Mulch	0,000	
2001	Pflug	1,414	48,8
	Mulch	0,690	
Summe '98-'01	Pflug	1,941	38,3
	Mulch	0,743	
<b>Winterraps</b>			
2000	Pflug	2,190	0,0
	Mulch	0,000	
<b>Winterweizen</b>			
1999	Pflug	0,025	0,0
	Mulch	0,000	
2000	Pflug	0,249	63,1
	Mulch	0,157	
<b>Summe aller Kulturen</b>			
-	Pflug	4,379	20,6
	Mulch	0,900	

\* Versuche von 1997 bis 2002; 1997 und 2002 keinerlei Abfluss; Messphasen nur zu Beginn der Bestandsentwicklungen der jeweiligen Kulturen bis zur dichten Bodenbedeckung

Mais: Mai bis August

Winterraps: September bis November

Winterweizen: Oktober bis März

\*\* Mittelwerte der beiden Parzellen je Bearbeitungsvariante

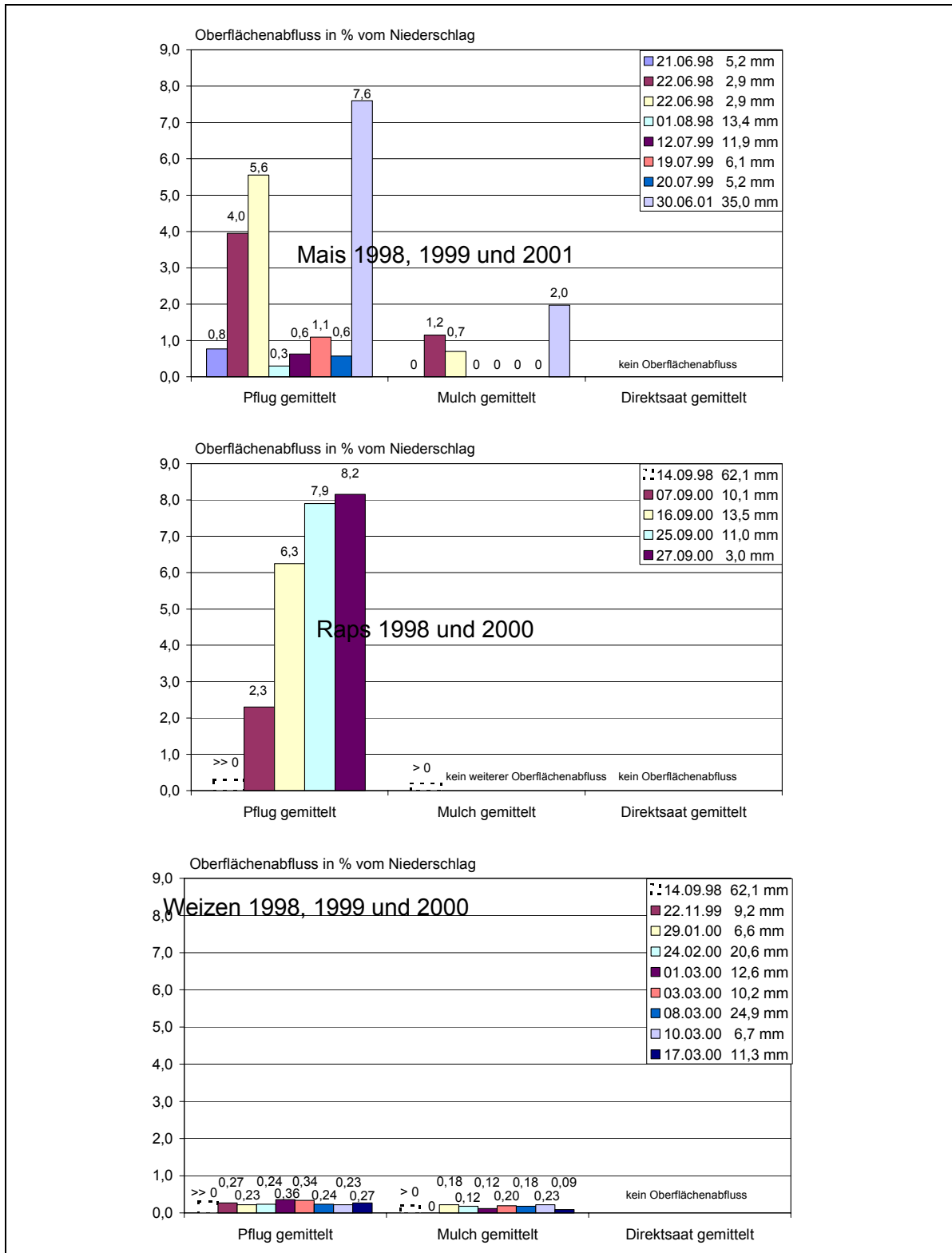
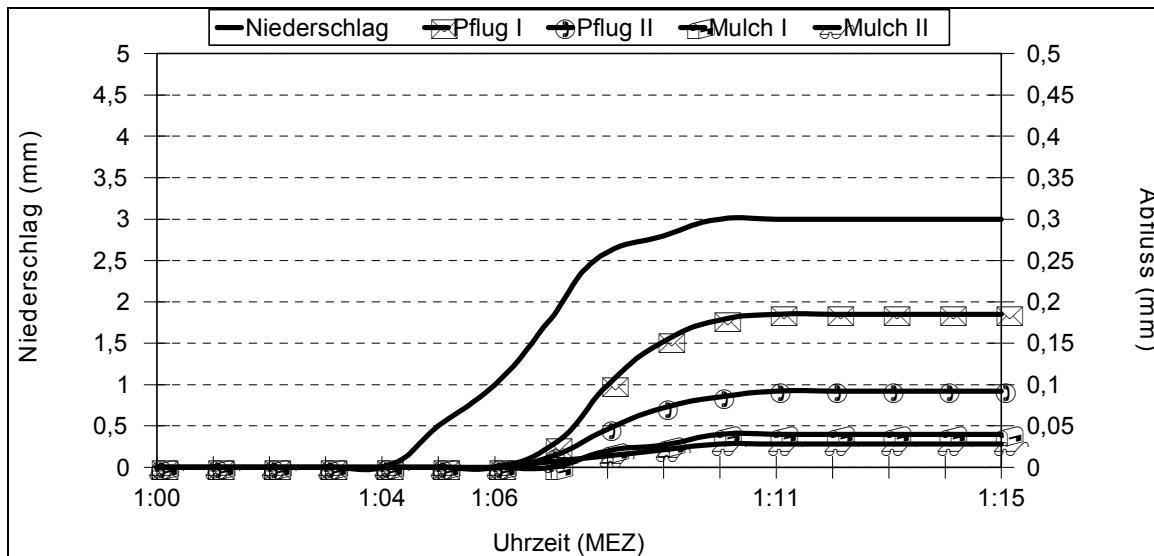


Abb. 5-23: Relativer Oberflächenabfluss im Vergleich zur Niederschlagshöhe





**Abb. 5-24: Summenkurven für Niederschlag und Oberflächenabfluss am 22.06.1998 der Bearbeitungsvarianten im Maisanbau (ERLACH et al. 2003)**

Bodenbearbeitung (Mulchvariante) auf rund ca. 20 % des Abflusses der Pflugvariante gedrückt. Bei einzelnen Ereignissen wurde bei der Mulchvariante die Abflussbildung vollständig unterbunden. Die Ergebnisse bestätigen insoweit die Schutzwirkung der konservierenden Bodenbearbeitungs- und Bestelltechniken, auch für den sehr geringen Abflussbereich.

**Zwischenabfluss** wurde nur in den Messperioden 13.10.99 bis 31.03.00 und 25.10.00 bis 11.03.01 unter Winterweizen sowie im Zeitraum 31.08.00 bis 17.10.00 unter Winterraps messtechnisch erfasst. Mit Hilfe der Dränvlieskonstruktion, die den Wasseraustritt aus einem 3 m<sup>2</sup> großen Profilwandanschnitt quantitativ sammelte (vgl. Abb. 5-21, Seite 99), wurde ein Wasseraustritt aus der Profilwand nur im März 2000 unter Weizen ermittelt; an 13 Tagen trat rund 1 l je Tag aus der Profilwand aus. Quantitative und qualitative Unterschiede zwischen den drei Bearbeitungsvarianten konnten anhand dieser äußerst geringen Wasserflüsse nicht ermittelt werden.

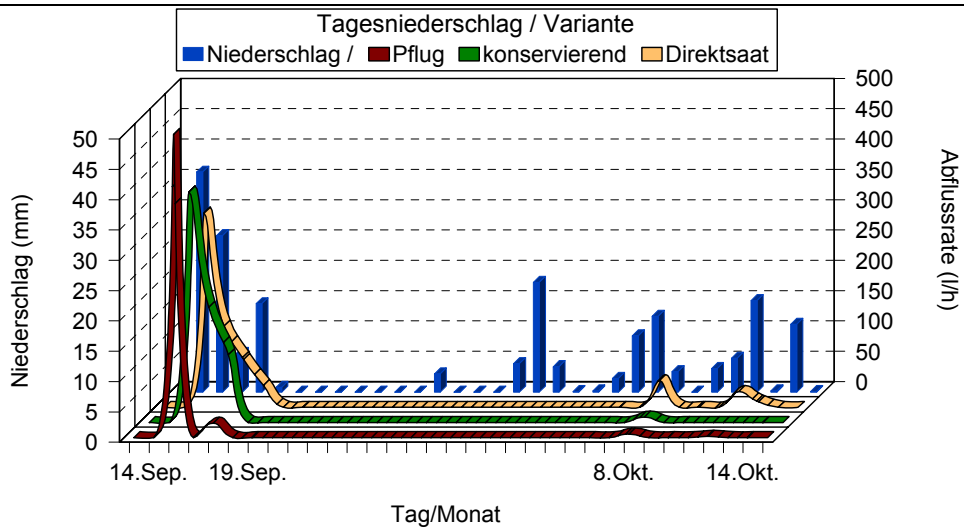
Wahrscheinlich sind die erfassten Wasserflüsse nicht als Zwischenabflüsse, sondern als Austritt von freiem Wasser anzusprechen. Denn durch die Anlage der Profilgrube wird an der Profilwand ein Potenzialgefälle erzeugt, welches bei Wassersättigung einen Wasserfluss zur Profilwand zur Folge hat.

**Dränageabfluss** konnte während der Messperiode Winterraps 1998 und Winterweizen 2000 erfasst werden. Zwischen dem 14. September und dem 14. Oktober 1998 flossen unter Winterraps rund  $11 \text{ m}^3$  aus den Dränagen der Mulch- und Direktsaatvarianten und rund  $6 \text{ m}^3$  aus der Pflugvariante ab. Unter Winterweizen betrug der Dränageabfluss im Zeitraum 9.03. bis 16.03.00 aus der Pflugvariante ca.  $8,7 \text{ m}^3$ , aus der Mulchvariante ca.  $3,5 \text{ m}^3$  und aus der Direktsaatvariante ca.  $7 \text{ m}^3$ . Die Umrechnung auf eine flächenbezogene Dränspende konnte nicht vorgenommen werden, weil das tatsächlich Einzugsgebiet der beprobten Dränstränge nicht bekannt war (ERLACH et al. 2003).

Bei der Betrachtung der Abflussraten fällt auf, dass unter der Pflugvariante die vergleichsweise höchsten Abflussraten gemessen werden konnten (vgl. Abb. 5-25). Auf Grund der aus anderen Untersuchungen bekannten tendenziell besseren Gefügeausprägung und höheren Porenkontinuität unter den konservierenden Bearbeitungsvarianten war eine schnellere und ausgeprägtere Abflussreaktion bei den konservierenden Bearbeitungsvarianten erwartet worden. Stattdessen war die Abflussreaktion im Vergleich zu Pflugvarianten leicht verzögert und der Scheitelabfluss deutlich niedriger, die Abflussdauer jedoch deutlich länger.

Das geschilderte Abflussgeschehen gibt keinerlei Hinweise auf eine vermehrte und beschleunigte Abflussbildung in Dränagen unter konservierenden Bodenbearbeitungs- und Bestellverfahren. Für den Versuchsstandort kann anhand der vorliegenden Untersuchungsergebnisse ein verstärkter Makroporenfluss unter den konservierenden Bodenbearbeitungs- und Bestellverfahren weitgehend ausgeschlossen werden.

### Messperiode Wintererbs 1998



### Messperiode Winterweizen 2000

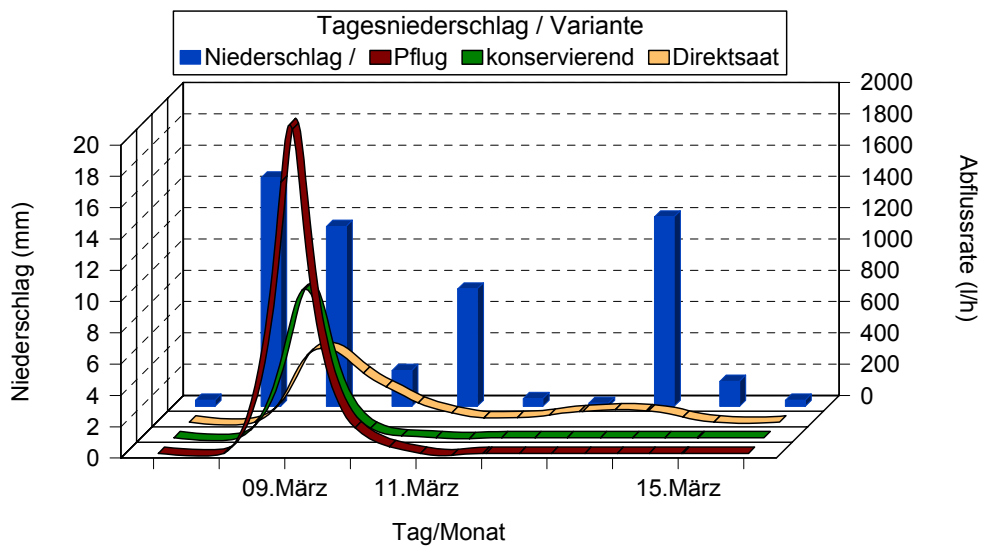


Abb. 5-25: Tagesniederschläge und Dränagenabfluss bei den Bearbeitungsvarianten Pflug, Mulchsaat und Direktsaat (ERLACH et al. 2003)

**Bodenabtrag** wurde nur im sehr geringen Umfang gemessen (Abb. 5-26, Tab. 5-15). Von den Maisparzellen wurde bei der Pflugvariante ca. 1,2 t/ha Material und bei der Mulchvariante ca. 0,15 t/ha abgeschwemmt. Die höchsten Bodenabträge wurden im Winterraps mit insgesamt rund 2,9 t/ha bei der Pflugvariante erfasst; im Gegensatz dazu trat in der Mulchvariante kein Bodenabtrag auf.

**Tab. 5-15: Bodenabträge der Versuchsvarianten Pflug und Mulch**

Versuchsjahr *	Variante Plot I+II **	Bodenabtrag kg/ha	Mulch rel. zu Pflug %
<b>Mais</b>			
1998	Pflug	149,99	0,2
	Mulch	0,33	
1999	Pflug	0,33	0,0
	Mulch	0,00	
2001	Pflug	1.048,70	14,4
	Mulch	151,45	
Summe '98-'01	Pflug	1.199,02	12,7
	Mulch	151,78	
<b>Winterraps</b>			
2000	Pflug	2.887,20	0,0
	Mulch	0,00	
<b>Winterweizen</b>			
1999	Pflug	0,00	-
	Mulch	0,00	
2000	Pflug	3,60	9,7
	Mulch	0,35	
<b>Summe aller Kulturen</b>			
-	Pflug	4.089,82	3,7
	Mulch	152,13	

\* Versuche von 1997 bis 2002; 1997 und 2002 keinerlei Abfluss und damit auch kein Abtrag; Messphasen nur zu Beginn der Bestandsentwicklungen der jeweiligen Kulturen bis zur dichten Bodenbedeckung

Mais: Mai bis August

Winterraps: September bis November

Winterweizen: Oktober bis März

\*\* Mittelwerte der beiden Parzellen je Bearbeitungsvariante

Unter Winterweizen wurde Bodenabtrag nur im sehr geringen Umfang gemessen, wobei auch hier tendenziell von den Pflugvarianten mehr Boden abgeschwemmt wurde.

Im Vergleich zur Pflugvariante wurde der Bodenabtrag durch das Mulchverfahren im Mittel aller Kulturen um über rund 95 % reduziert. Die Direktsaat wies keinen Bodenabtrag auf und stellte damit den effektivsten Schutz des Bodens vor Abschwemmung dar. Die Sedimentkonzentrationen betragen maximal 80 g/l und waren zumeist bei der Pflugvariante höher als bei der Mulchvariante.

Die sehr geringen Bodenabträge sind insbesondere auf die geringen Oberflächenabflüsse zurückzuführen, sind also kein Indiz für eine generell geringe Erosionsgefährdung des Versuchsstandortes. Vielmehr konnte im Untersuchungszeitraum witterungsbedingt kein

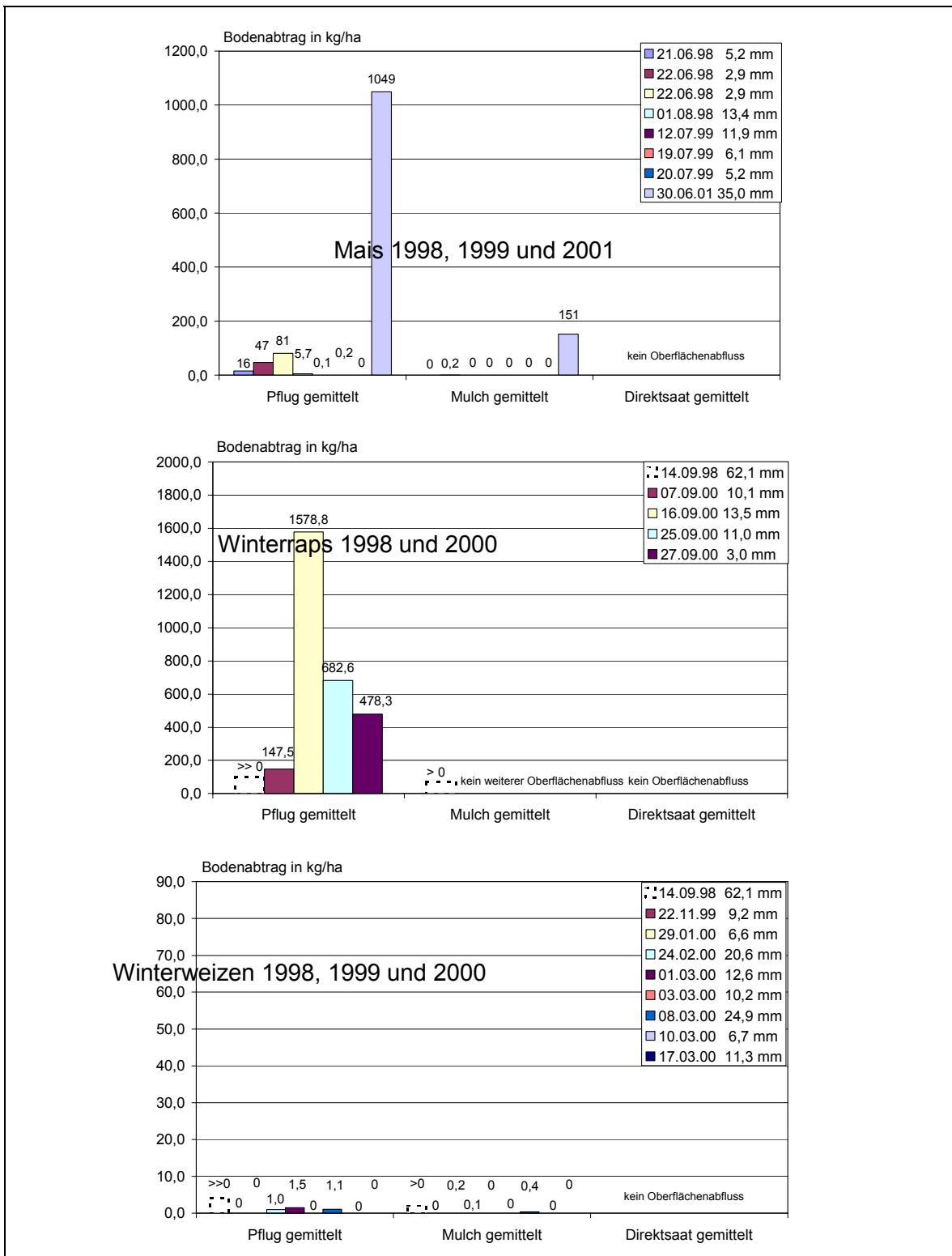


Abb. 5-26: Bodenabtrag von den Versuchsvarianten

besonders ausgeprägtes Erosionsereignis erfasst werden. Da aber gerade die Extremereignisse das Abtragsgeschehen eines Standortes bestimmen – wie dies im Teilprojekt 1 eindrücklich anhand der Messergebnisse gezeigt werden konnte – sind die erfassten geringen Abtragssummen des Teilprojektes 2 nicht als repräsentativ für das langjährige durchschnittliche Abtragsgeschehen im Bereich der Nordabdachung des Haarstranggebirges einzustufen.

Der **PSM-Wirkstoffaustrag** mit dem Oberflächenabfluss war insgesamt sehr gering, weil sowohl die Abflusshöhen als auch die Bodenabträge sehr niedrig waren. Von den **Mais-herbiziden**, die auf den Versuchsflächen angewendet wurden (Präparat STETAN mit Terbutylazin, Metolachlor und Pendimethalin und entsprechenden Wirkstoffmengen in Höhe von 1450, 990 bzw. 750 g/ha), wurden die höchsten Austräge im Jahr 2001 in den Pflugvarianten erfasst. Metolachlor wurde in einem Umfang von rund 0,9 g/ha, Terbutylazin rund 1,4 g/ha und Pendimethalin von rund 0,6 g/ha detektiert; das entspricht maximalen relativen Austragsanteilen je Jahr von ca. 0,06, 0,1 bzw. 0,06 % der Anwendungsmengen. In den anderen Jahren lagen die relativen Austräge deutlich unter 0,01 % der applizierten Wirkstoffmengen. Durch das Mulchverfahren wurden die Wirkstoffausträge aus Mais um 70 bis 100 % reduziert.

Die Stoffeigenschaften prägten auch das Abtragsgeschehen. So wurden Metolachlor und Terbutylazin überwiegend in gelöster Form nachgewiesen, während das stark sorbierte Wirkstoff Pendimethalin fast vollständig in partikulär gebundener Form mit dem Sediment austragen wurde.

Das **Rapsherbizid** Metazachlor wurde im Versuchszeitraum im Jahre 2000 aus den Pflugparzellen ausgeschwemmt (Abb. 5-28). Mit 1,15 g/ha absolutem Wirkstoffaustrag wurden 0,15 % der Anwendungsmenge von den Versuchsflächen abgeschwemmt. Auf den Mulch- und Direktsaatparzellen trat kein Oberflächenabfluss auf, so dass auch kein lateraler Wirkstoffaustrag ausgelöst werden konnte.

Von den **Weizenparzellen** wurden Chlortoluron und Isoproturon maximal mit 0,011 bzw. 0,0055 g/ha abgeschwemmt (Abb. 5-29). Das entspricht relativen Wirkstoffausträgen von 0,002 % Chlortoluron und 0,0004 % Isoproturon. Dabei wurde Chlortoluron vorwiegend aus den Pflugparzellen ausgetragen. Im Gegensatz dazu traten die „höchsten“ Isoproturonausträge auf den Mulchparzellen auf. Die Differenzen zwischen den Bearbeitungsvarianten sind jedoch nicht aussagekräftig, weil auf Grund der sehr geringen Abträge und den unvermeidbaren Analysefehlern keine gesicherten Unterschiede abgeleitet werden können.

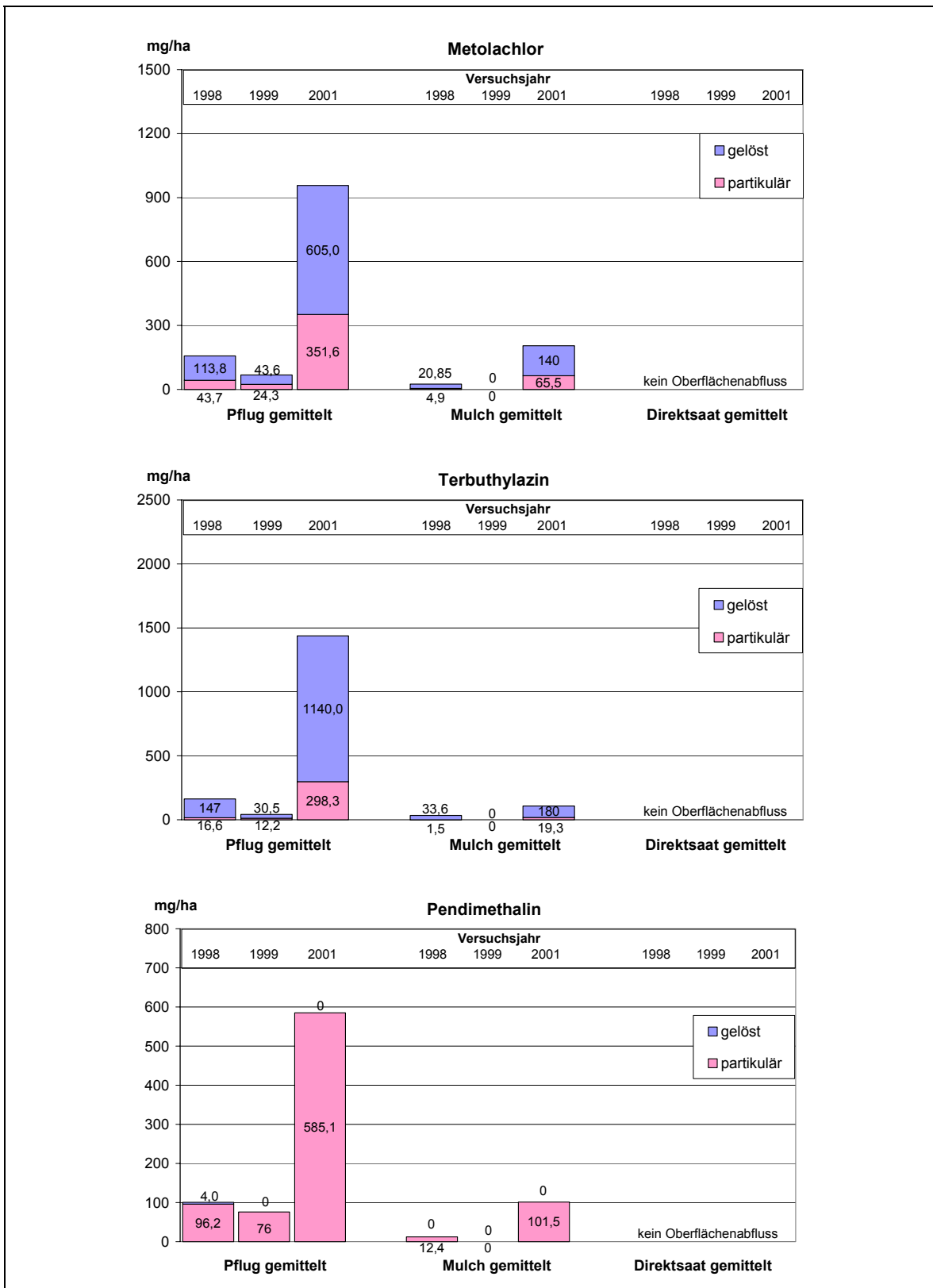


Abb. 5-27: PSM-Wirkstoffaustrag aus den Maisparzellen

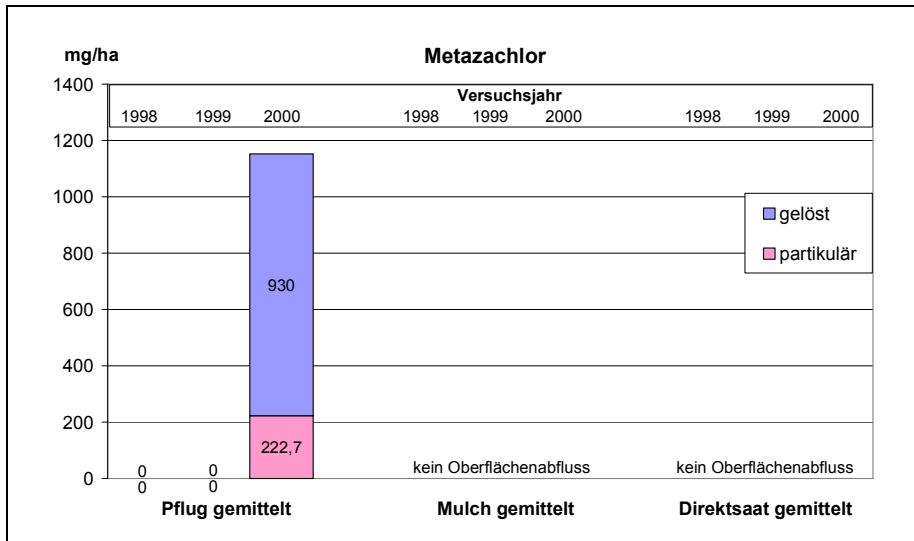


Abb. 5-28: PSM-Wirkstoffaustrag aus den Winterrapspartellen

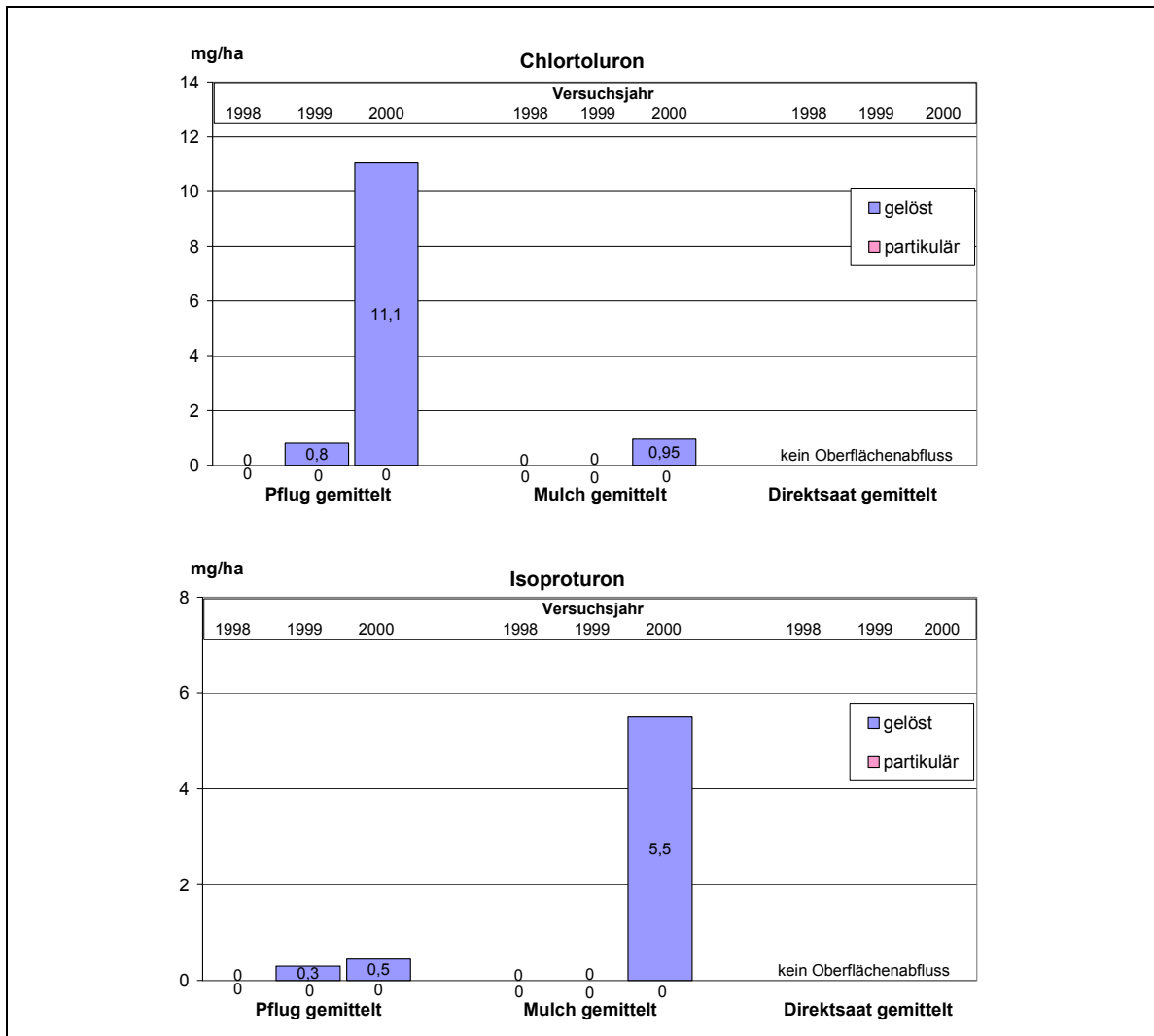
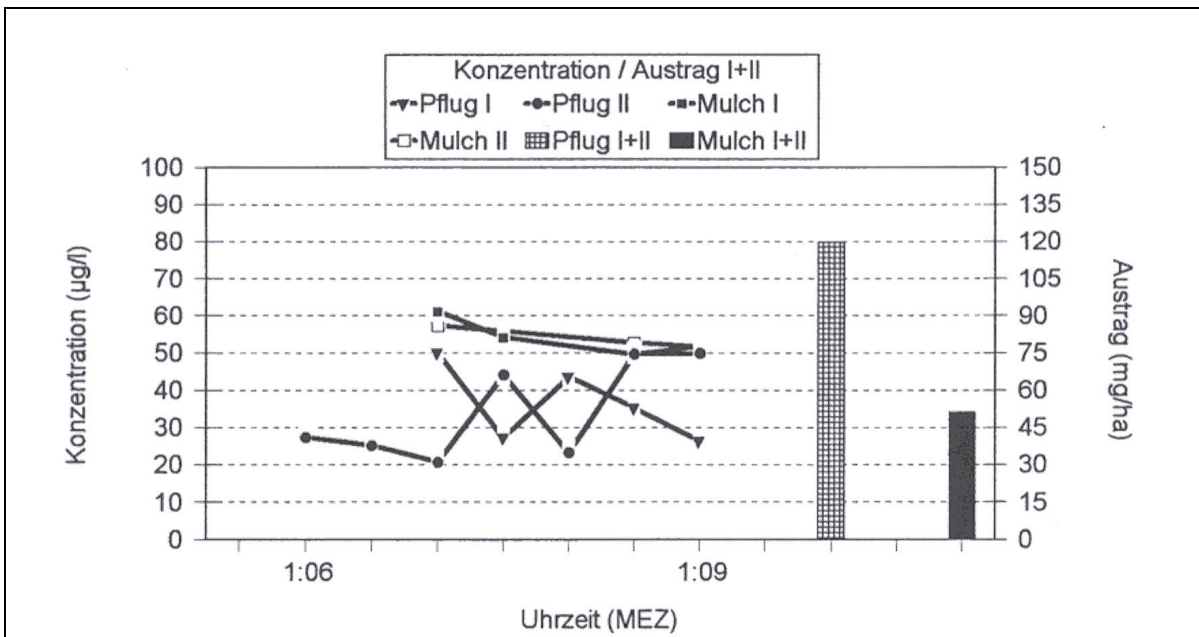


Abb. 5-29: PSM-Wirkstoffaustrag aus den Winterweizenpartellen



Bei der Betrachtung der Einzelereignisse fällt auf, dass trotz geringerer Wirkstoffausträge der Mulchvariante im Vergleich zur Pflugvariante zum Teil höhere Wirkstoffkonzentrationen bei der Mulchvariante zu beobachten waren (Abb. 5-30). Dieses Ergebnis deckt sich mit einer Literaturlauswertung von LEONARD (1990), der von ähnlichen Untersuchungsergebnissen berichtet. Als Erklärungsansatz für dieses Phänomen wird aufgeführt, dass bei der Mulchsaat die spezifische Oberfläche durch das Mulchmaterial im Vergleich zu Pflugvarianten vergrößert wird. Der an dieser vergrößerten Oberfläche anhaftete Wirkstoff kann dann bei Niederschlägen und Abflussbildung mobilisiert werden und zu höheren Wirkstoffkonzentrationen im Oberflächenabfluss beitragen.



**Abb. 5-30: Konzentration und Austrag des Maisherbizidwirkstoffes Terbutylazin in der Wasserphase der Abflussproben (Niederschlagsereignis vom 22.06.98) (ERLACH et al. 2000)**

Die höchsten gelösten Wirkstoffkonzentrationen wurden am 21.06.98 auf der Pflugvariante mit knapp 100 µg/l für Terbutylazin ermittelt. Ansonsten lagen die gelösten Wirkstoffkonzentrationen bei den Maisherbiziden Metolachlor und Terbutylazin zumeist zwischen 40 und 60 µg/l. Pendimethalin wurde in gelöster Form im Oberflächenabfluss nur unterhalb der Bestimmungsgrenze gefunden. Die maximale partikuläre Wirkstoffkonzentration wurde für Pendimethalin mit 980 µg/l ermittelt. Die im Raps- und Weizenanbau angewendeten Wirkstoffe wurden in deutlich geringeren Konzentrationen analysiert (Tab. 5-16).

**Tab. 5-16: Kennwerte der gelösten und partikulär gebundenen Wirkstoffkonzentrationen der Versuchsvarianten**

		Mais								
		Metolachlor			Pendimethalin			Terbuthylazin		
		1998	1999	2001	1998	1999	2001	1998	1999	2001
<b>Wirkstoffkonzentration, partikulär am Sediment gebunden (µg/kg)</b>										
Pflug	Minimum	160	58	230	170	145	330	50	51	230
	Median	230	105,5	340	510	336	505	90	60,5	270
	Maximum	320	215	430	980	612	840	140	75	360
	Anzahl	31	30	4	31	30	4	31	19	4
Mulch	Minimum	140		320	390		300	40		90
	Median	230		425	590		785	60		130
	Maximum	560		560	850		850	160		160
	Anzahl	11		4	11		4	11		4
<b>Wirkstoffkonzentration, gelöst im Oberflächenabfluss (µg/l)</b>										
Pflug	Minimum	5,4	20,62	41,5	0,6	<0,1	<0,1	13,6	16,28	75,8
	Median	27,4	20,62	41,9	1,2	<0,1	<0,1	35,2	16,28	77,25
	Maximum	86,8	44,08	49,5	1,8	<0,1	<0,1	98,8	36,42	96,8
	Anzahl	31	31	4	25	31	4	31	31	4
Mulch	Minimum	27		34	0,2		0	46,2		23,7
	Median	33,2		46,1	0,8		<0,01	52,4		28,9
	Maximum	39,4		71,8	1,4		0	61		42,3
	Anzahl	11		4	11		0	11		4
<b>Winterraps</b>										
<b>Metazachlor</b>										
<b>Winterweizen</b>										
<b>Chlortoluron</b>										
<b>Isoproturon</b>										
		1998	1999	2000	1998	1999	2000	1998	1999	2000
<b>Wirkstoffkonzentration, partikulär am Sediment gebunden (µg/kg)</b>										
Pflug	Minimum			<50	Kein Analyse möglich, da zu geringe Sedimentmengen			Kein Analyse möglich, da zu geringe Sedimentmengen		
	Median			<50						
	Maximum			270						
	Anzahl			136						
Mulch	Minimum				Kein Analyse möglich, da zu geringe Sedimentmengen			Kein Analyse möglich, da zu geringe Sedimentmengen		
	Median									
	Maximum									
	Anzahl									
<b>Wirkstoffkonzentration, gelöst im Oberflächenabfluss (µg/l)</b>										
Pflug	Minimum			11		3,79	1,66		1,53	<0,1
	Median			32,35		4,015	5,35		1,55	<0,1
	Maximum			95,2		4,64	9,06		1,81	0,72
	Anzahl			134		4	45		4	45
Mulch	Minimum					<0,1				2,01
	Median					0,755				4,54
	Maximum					1,25				5,56
	Anzahl					22				22

Auch der **Nährstoffaustrag** mit dem Oberflächenabfluss war sehr gering. Der Stickstoffaustrag aus der Pflugvariante unter Mais betrug nur 390 g/ha, 75 g/ha bzw. 180 g/ha in den Jahren 1998, 1999 und 2001. Von der Mais-Mulchvariante wurde in 1998 und 2001 nur rund 50 g/ha Stickstoff ausgetragen, während 1999 kein Austrag stattfand. Die Phosphorausträge aus den Maisparzellen lagen noch unterhalb der dargelegten Stickstoffausträge; auch hier wies die Pflugvariante immer die vergleichsweise höchsten Austräge auf. Die Nährstoffausträge aller Erosionsereignisse sind in Tab. 5-17 zusammengefasst. Bei den beiden anderen Anbaufrüchten (Winterraps und Winterweizen) lagen die Nährstoffausträge noch unterhalb der Austräge aus den Maisparzellen.

Das Verhältnis zwischen gelöstem und partikulärem Nährstoffaustrag konnte nur für die Erosionsereignisse der Maisparzellen im Jahr 1998 ermittelt werden. Dabei zeigt sich erwartungsgemäß, dass der überwiegende Anteil partikulär gebunden ausgetragen wird.

Die in Tab. 5-18 aufgeführten Nährstoffkonzentrationen in Oberflächenabfluss und Sedimentausttrag schwankten im üblichen Bereich, wie er aus anderen Erosionsversuchen bekannt ist.

**Tab. 5-17: Absolute Nährstoffausträge der Bearbeitungsvarianten**

	Variante*	Nährstoffausträge (g/ha)		Nährstoffanteile relativ (%)			
		Stickstoff	Phosphor	Stickstoff		Phosphor	
				Wasser	Boden	Wasser	Boden
Mais							
1998	Pflug	390	100	7	93	<1	>99
	Mulch	55	15	4	96	<1	>99
1999	Pflug	75	5	(100)	**	(100)	**
	Mulch	kein Qo	kein Qo	kein Qo	kein Qo	kein Qo	kein Qo
2001	Pflug	180	7,5	(100)	**	(100)	**
	Mulch	50	3	(100)	**	(100)	**
Winterraps							
2000	Pflug	190	75	**	**	**	**
	Mulch	kein Qo	kein Qo	kein Qo	kein Qo	kein Qo	kein Qo
Winterweizen							
1999	Pflug	2,3	0,005	(100)	**	(100)	**
	Mulch	kein Qo	kein Qo	kein Qo	kein Qo	kein Qo	kein Qo
2000	Pflug	15	< 0,001	(100)	**	(100)	**
	Mulch	5	< 0,001	(100)	**	(100)	**

\* = Mittelwerte der beiden Parzellen je Bearbeitungsvariante; bei Stickstoff Summe aus gelöstem NO<sub>3</sub>-N, NH<sub>4</sub>-N und partikulärem Nges; bei Phosphor Summe aus gelöstem PO<sub>4</sub>-P und partikulärem Pges

\*\* = Angabe des relativen Anteils nicht möglich, weil der Sedimentausttrag so gering war, dass keine Sedimentanalyse durchgeführt wurde.

kein Qo = kein Oberflächenabfluss

Tab. 5-18: Nährstoffkonzentrationen im Sediment und Oberflächenabfluss (ERLACH et al. 2003)

		<b>Mais</b>									
		<b>Nährstoffkonzentration, partikulär am Sediment gebunden (g/kg)</b>									
		Nges			NH4-N			Pges			
		1998	1999	2001	1998	1999	2001	1998	1999	2001	
Pflug	Minimum	n.n.	n.n.	n.n.	nicht gemessen			n.n.	n.n.	n.n.	
	Median	1,89	n.n.	n.n.				0,519	n.n.	n.n.	
	Maximum	2,61	n.n.	n.n.				0,645	n.n.	n.n.	
	Anzahl	31	30	4				31	30	4	
Mulch	Minimum	2,18		n.n.	nicht gemessen			0,564		n.n.	
	Median	2,61		n.n.				0,629		n.n.	
	Maximum	2,86		n.n.				0,662		n.n.	
	Anzahl	11		4				11		4	
		<b>Nährstoffkonzentration, gelöst im Oberflächenabfluss (mg/l)</b>									
		NO3-N			NH4-N			PO4-P			
		1998	1999	2001	1998	1999	2001	1998	1999	2001	
Pflug	Minimum	2,12	6,98	8,07	0	5,64	3,5	0,05	0	0,47	
	Median	5,75	25,13	9,515	0,98	13,84	3,75	0,2	0,12	0,51	
	Maximum	12,99	39,24	10,2	7,01	60,26	4	0,99	0,9	0,53	
	Anzahl	31	31	4	31	31	4	31	25	4	
Mulch	Minimum	5,76		5,76	0,29		3	0,06		0,68	
	Median	4,69		11,88	0,74		4	0,13		0,795	
	Maximum	13,18		19,2	1,68		6	0,83		1,03	
	Anzahl	11		4	11		4	11		4	
		<b>Winterraps</b>									
		<b>Nährstoffkonzentration, partikulär am Sediment gebunden (g/kg)</b>									
		Nges			NH4-N			Pges			
		1998	1999	2001	1998	1999	2001	1998	1999	2001	
Pflug	Minimum	Kein Sedimentabtrag			nicht gemessen			Kein Sedimentabtrag			
	Median										n.n.
	Maximum										n.n.
	Anzahl										134
Mulch	Minimum	Kein Sedimentabtrag			Kein Sedimentabtrag			Kein Sedimentabtrag			
	Median										
	Maximum										
	Anzahl										
		<b>Nährstoffkonzentration, gelöst im Oberflächenabfluss (mg/l)</b>									
		NO3-N			NH4-N			PO4-P			
		1998	1999	2001	1998	1999	2001	1998	1999	2001	
Pflug	Minimum	Kein Oberflächenabfluss			Kein Oberflächenabfluss			Kein Oberflächenabfluss			
	Median										0,22
	Maximum										1,965
	Anzahl										46,91
Mulch	Minimum	Kein Oberflächenabfluss			Kein Oberflächenabfluss			Kein Oberflächenabfluss			
	Median										
	Maximum										
	Anzahl										
		<b>Winterweizen</b>									
		<b>Nährstoffkonzentration, partikulär am Sediment gebunden (g/kg)</b>									
		Nges			NH4-N			Pges			
		1998	1999	2001	1998	1999	2001	1998	1999	2001	
Pflug	Minimum	Kein Analyse möglich, da zu geringe Sedimentmengen			Kein Analyse möglich, da zu geringe Sedimentmengen			Kein Analyse möglich, da zu geringe Sedimentmengen			
	Median										
	Maximum										
	Anzahl										
Mulch	Minimum	Kein Analyse möglich, da zu geringe Sedimentmengen			Kein Analyse möglich, da zu geringe Sedimentmengen			Kein Analyse möglich, da zu geringe Sedimentmengen			
	Median										
	Maximum										
	Anzahl										
		<b>Nährstoffkonzentration, gelöst im Oberflächenabfluss (mg/l)</b>									
		NO3-N			NH4-N			PO4-P			
		1998	1999	2001	1998	1999	2001	1998	1999	2001	
Pflug	Minimum	3,47	0,5		1,39	0,77		0,07	0,05		
	Median	6,92	3,44		1,69	1,27		0,085	0,06		
	Maximum	14,4	10,04		1,85	4,38		0,1	0,15		
	Anzahl	4	27		4	27		2	18		
Mulch	Minimum		0,6			0,51			<0,05		
	Median		3,455			1,3			0,05		
	Maximum		15,6			3,47			0,27		
	Anzahl		22			22			22		

n.n. = nicht nachweisbar

Die **Stoffausträge mit dem Dränabfluss** konnten nicht flächenbezogen ausgewertet werden, da das Einzugsgebiet der Dräne nicht ermittelt werden konnte (vgl. Ausführungen auf Seite 99). Insofern werden hier nur die Stoffkonzentrationen wiedergegeben. Bei der Interpretation der Werte ist jedoch zu bedenken, dass sie aufgrund der vermuteten Wasserzuflüsse von außerhalb der Versuchspartellen nicht unbedingt repräsentativ für die jeweiligen Versuchsvarianten sind. Vielmehr vermitteln sie einen Eindruck über die zu erwartende stoffliche Belastung der Dränabflüsse von der gesamten Versuchsfläche unabhängig von den einzelnen Bearbeitungsvarianten.

Dränabfluss wurde nur unter Winterraps im Jahr 1998 und im Winterweizen im Jahr 2000 ermittelt (Abb. 5-25, Seite 106). Von den applizierten PSM-Wirkstoffen wurden im Dränabfluss Metazachlor, Isoproturon und Chlortoluron detektiert, davon Isoproturon immer unterhalb der Bestimmungsgrenze. Metazachlor wurde maximal in einer Konzentration von knapp 100 µg/l gemessen; der überwiegende Anteil der Messwerte lag jedoch unterhalb der Bestimmungsgrenze. Chlortoluron wies maximale Konzentrationen von 8,6 µg/l auf, wobei mittlere Konzentrationen zwischen 1 und 6,6 µg/l beobachtet wurden. Die höheren Konzentrationen von Metazachlor im Dränabfluss unter Winterraps im Jahr 1998 sind vorwiegend auf die vergleichsweise kurze Zeitspanne zwischen Wirkstoffapplikation und Dränabfluss zurückzuführen. So trat der Dränabfluss nur 4 Tage nach der Applikation auf. Im Gegensatz dazu trat unter Winterweizen der Dränabfluss rund 5 Monate nach der Herbizidanwendung auf, so dass die niedrigen Chlortoluron- und Isoproturonkonzentrationen auf den zwischenzeitlichen Wirkstoffabbau zurückgeführt werden können.

Die Nitrat-N-Konzentrationen im Dränabfluss lagen mit maximal 43 mg/l unter Winterraps deutlich höher als unter Winterweizen, wo nur maximal ca. 17 mg/l erreicht wurden. Die höheren Werte unter Winterraps werden wahrscheinlich Ausdruck der stärkeren N-Mineralisierung im Herbst und der unmittelbar vorangegangenen N-Düngung sein. Im Gegensatz dazu ist bei der Interpretation der N-Konzentrationen im Dränabfluss unter Winterweizen davon auszugehen, dass temperaturbedingt Anfang März 2000 keine solch günstigen N-Mineralisierungsbedingungen herrschten wie beim Dränabfluss im September unter Winterraps.

PO<sub>4</sub>-P wurde in Konzentrationen bis zu 3,4 mg/l gemessen, wobei deutliche Schwankungen in den Konzentrationen zu beobachten waren. Im Vergleich zu anderen Studien, die PO<sub>4</sub>-P-Konzentrationen zwischen 0 und 0,1 mg/l im Harzvorland gemessen haben (LAMMEL 1990) und die anhand einer Literaturlauswertung für Dränabflüsse eine mittlere PO<sub>4</sub>-P-Konzentration von 0,3 mg/l zur Abschätzung der diffusen Nährstoffeinträge über Dränagen unterstellt haben (WERNER & WODSAK 1994), überraschen die vergleichsweise hohen PO<sub>4</sub>-P-Konzentrationen im Dränabfluss des Jahres 2000 unter Winterweizen. Eine offensichtliche Erklärung für diese Konzentrationen kann anhand der Ergebnisse nicht gegeben werden.

Tab. 5-19: Gelöste Stoffkonzentrationen im Dränabfluss

Raps						
Variante	1998	Metazachlor- konzentr. (µg/l)		NO <sub>3</sub> -N- konzentr. (mg/l)	NH <sub>4</sub> -N- konzentr. (mg/l)	PO <sub>4</sub> -P- konzentr. (mg/l)
Pflug	Min	0		0	0	0
	Median	<0.1		4,11	0,04	0,0175
	Max	58,4		27,77	0,2	0,69
	Anzahl	8		8	8	8
Mulch	Min	0		0	0	0
	Median	<0.1		9,985	0,08	0,04
	Max	96,6		21,97	0,2	2,44
	Anzahl	8		8	8	8
Direkt	Min	0		0	0	0
	Median	<0.1		18,77	0,115	0,05
	Max	60,6		43,4	0,33	0,9
	Anzahl	8		8	8	8
Winterweizen						
Variante	2000	Chlortoluron- konzentr. (µg/l)	Isoproturon- konzentr. (µg/l)	NO <sub>3</sub> -N- konzentr. (mg/l)	NH <sub>4</sub> -N- konzentr. (mg/l)	PO <sub>4</sub> -P- konzentr. (mg/l)
Pflug	Min	<0.1	<0.1	1,03	0,29	1,3
	Median	1,05	<0.1	2,315	0,82	1,95
	Max	5,66	<0.1	4,27	1,18	3,42
	Anzahl	8	8	8	8	8
Mulch	Min	4,89	<0.1	1,04	0,43	1,17
	Median	6,63	<0.1	1,355	0,93	1,425
	Max	8,55	<0.1	1,68	1,89	1,74
	Anzahl	4	4	4	4	4
Direkt	Min	<0.1	<0.1	0,98	0,58	0,05
	Median	<0.1	<0.1	3,195	0,855	0,07
	Max	<0.1	<0.1	16,67	1,34	0,18
	Anzahl	12	12	12	12	12

Die Unterschiede im Abfluss- und Abtragsgeschehen der Bearbeitungsvarianten lassen sich gut mit der **Entwicklung des Bodenbedeckungsgrades** erklären (Abb. 5-31). So zeichneten sich die Mulch- und insbesondere die Direktsaatvarianten im Vergleich zur Pflugvariante durch höhere Bodenbedeckungsgrade aus. Der Unterschied im Bodenbedeckungsgrad war vor allem nach der Bestellung sehr groß. Während die Pflugvariante unter Mais und Winterraps mit Bedeckungsgraden nahe null startete, zeichnete sich die Mulchvariante bereits unmittelbar nach der Aussaat durch Bedeckungsgrade  $\geq 30\%$  so-

wie die Direktsaat durch Bedeckungsgrade  $\geq 80\%$  aus. Im Winterweizen lag die Pflugvariante einen Monat nach der Aussaat ungefähr gleichauf mit der Mulchvariante und wies im weiteren Verlauf einen maximal 9 %-Punkte geringeren Bedeckungsgrad im Vergleich zur Mulchvariante auf. Unter Direktsaat lag die Bodenbedeckung zumeist über 70 %.

Diese Unterschiede in der Entwicklung der Bodenbedeckung werden maßgeblich die Differenzen im Abfluss- und Abtragungsgeschehen der Bodenbearbeitungsvarianten bedingt haben. Die jederzeit sehr hohe Bodenbedeckung in der Direktsaat hat den Boden effektiv vor dem Regentropfenaufprall geschützt, so dass die Infiltrationsleistung nicht durch Verschlammungsprozesse verringert worden ist und in Folge kein Abfluss und kein Abtrag aufgetreten sind. Die Bodenbedeckung unter Mulch war bereits ab dem Saattermin auf einem vergleichsweise hohen Niveau.

So berichten BRUNOTTE et al. (1999) und FRIELINGHAUS et al. (1998), dass ein sehr effektiver Schutz des Bodens vor Verschlammung und Bodenerosion bereits ab 30 % Bodenbedeckungsgrad erreicht werden kann. Nimmt man den Bedeckungsgrad von 30 % als Bewertungsmaßstab, um abzuschätzen, welche Zeitspanne bis zum Erreichen eines hinreichend wirksamen Bedeckungsgrades bei den verschiedenen Bodenbearbeitungsvarianten verstreicht, dann erhält man eine Vorstellung von der Zeitspanne mit erhöhter Erosionsdisposition (Tab. 5-20). Dabei wird deutlich, dass die Pflugvariante 30 % Bodenbedeckung erst mit ca. 4 Wochen Verspätung im Vergleich zur Mulchvariante erreicht.

Auch im weiteren zeitlichen Verlauf werden auf der Pflugvariante zumeist höhere Oberflächenabflüsse und Abträge als auf der Mulchvariante zu erwarten sein, weil zum einen die Bodenbedeckungsgrade etwas geringer sind und – entsprechend den Erkenntnissen anderer Erosionsuntersuchungen – das Porensystem eine geringere Kontinuität aufweist, so dass die Abflussbildung schneller einsetzt.

**Tab. 5-20: Zeitspanne nach Aussaat mit hoher Erosionsdisposition (Bodenbedeckung  $\leq 30\%$ ) (ERLACH et al. 2003)**

Kultur	Varianten	Tage nach Aussaat mit hoher Erosionsdisposition (Mittelwerte von drei Wiederholungen)
Mais	Pflug	56
	Konservierend (Mulchsaat)	29
	Direktsaat	0
Winterraps	Pflug	46
	Konservierend (Mulchsaat)	15
	Direktsaat	0
Winterweizen	Pflug	57
	Konservierend (Mulchsaat)	29
	Direktsaat	0

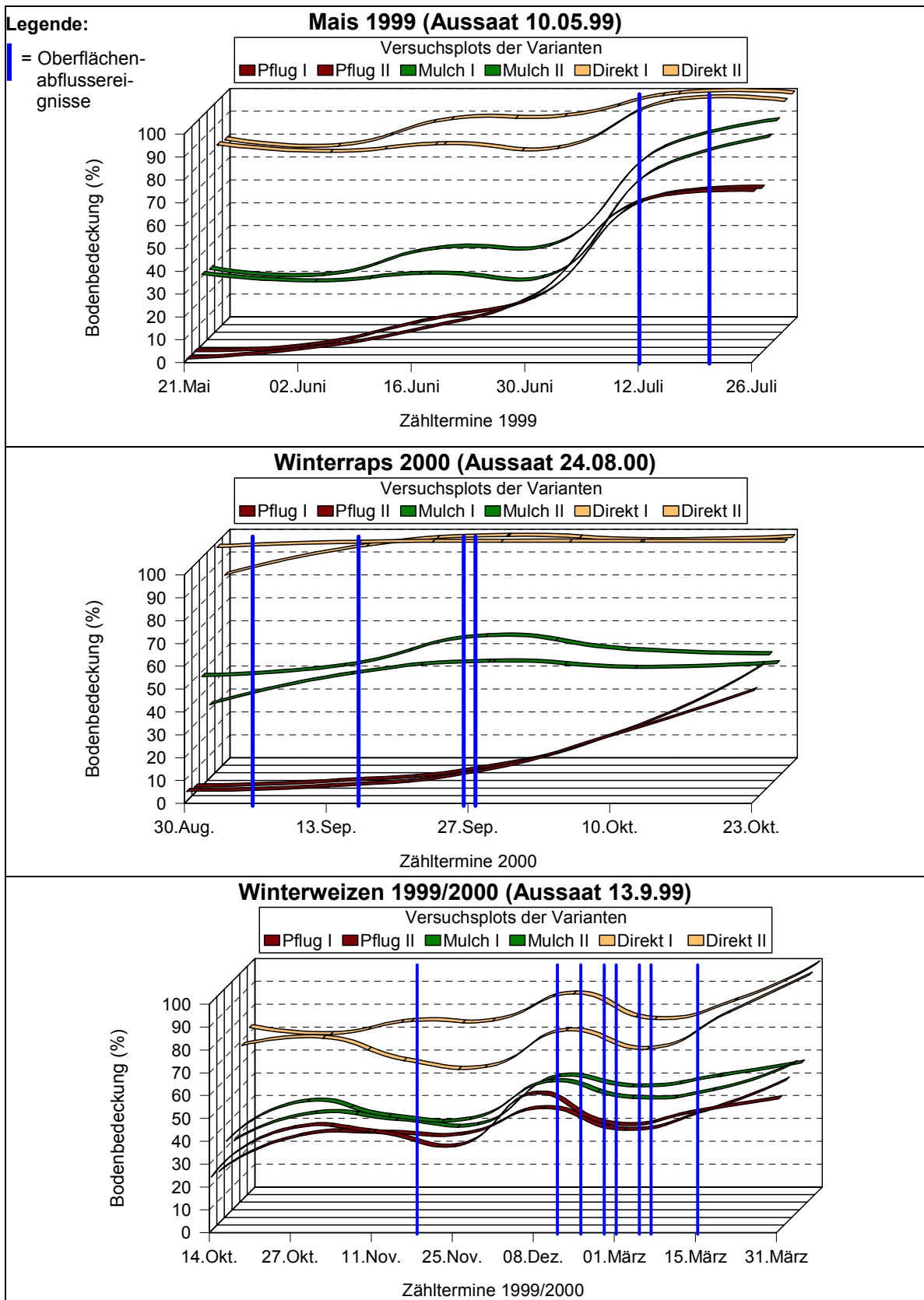


Abb. 5-31: Entwicklung des Bodenbedeckungsgrades (ERLACH et al. 2003)



Die **Ernteerträge** der Bearbeitungsvarianten waren in den Versuchsjahren witterungs- und versuchsbedingt uneinheitlich (Tab. 5-21). Die vergleichsweise geringen Erträge in 1998 werden von ERLACH et al. (2000) auf die produktionstechnische Umstellung zu Beginn der Versuche zurückgeführt. Die großen Unterschiede im Rapsertag 1999 zwischen der Pflugvariante einerseits und der Mulch- und Pflugvariante andererseits wurden durch einen ungünstigen Witterungsverlauf nach der Rapsertage im August 1998 hervorgerufen, so dass sich der Rapsbestand in den konservierend bestellten Varianten nur sehr lückig entwickelte; zudem trat in der Direktsaat noch ein sehr starker Schneckenbefall auf. Im Jahr 2000 wurden zwischen den Bearbeitungsverfahren bei keiner Kultur nennenswerte Unterschiede in den Erntemengen erfasst. Die beiden folgenden Jahre waren wieder durch stärkere Ertragsunterschiede gekennzeichnet.

Insgesamt wurden im Untersuchungszeitraum auf den konservierend bestellten Varianten geringere Ernteerträge erzielt als auf der Pflugvariante (Abb. 5-32), insbesondere bei Wintergerste, Winterweizen und Winterraps. Bei Silomais war die Mulchvariante die ertragreichste Anbauvariante.

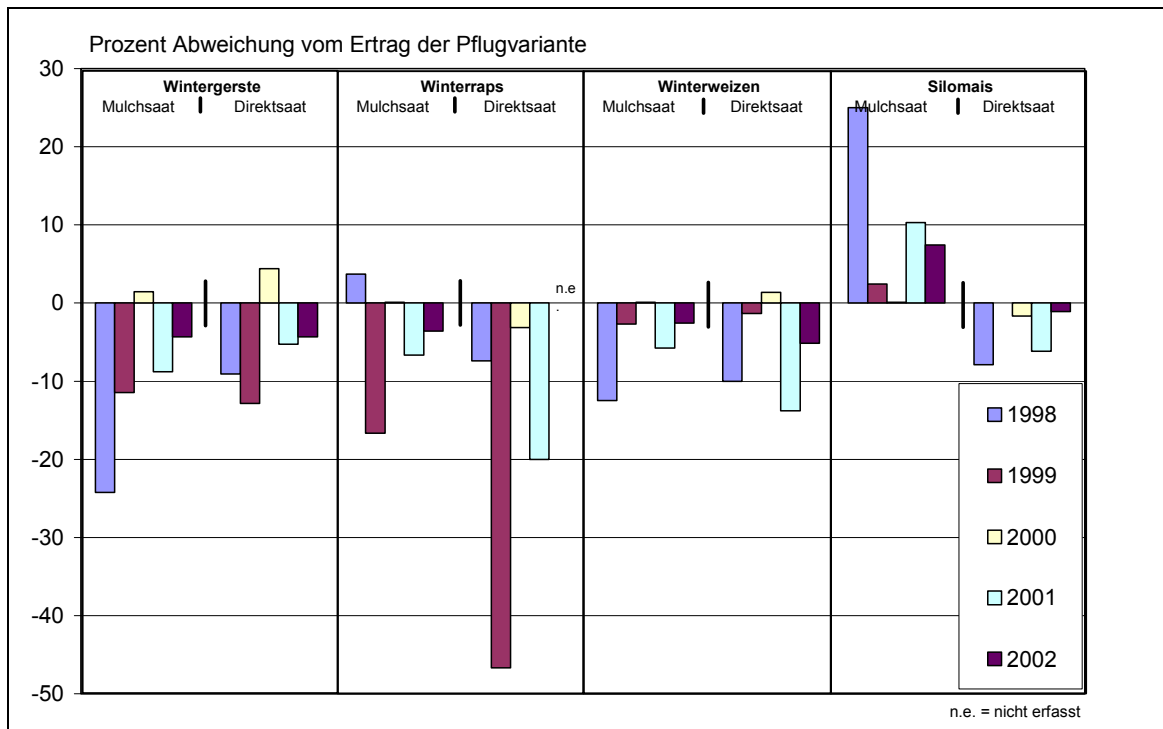
**Tab. 5-21: Erträge der Bearbeitungsvarianten**

Kultur	Erträge (dt/ha) <sup>1</sup>																								
	1998					1999					2000					2001					2002				
	Saat "Sorte"	Ernte	Variante <sup>2</sup>			Saat "Sorte"	Ernte	Variante			Saat "Sorte"	Ernte	Variante			Saat "Sorte"	Ernte	Variante			Saat "Sorte"	Ernte	Variante		
Saatstärke		P	M	D	Saatstärke		P	M	D	Saatstärke		P	M	D	Saatstärke		P	M	D	Saatstärke		P	M	D	
Gerste <sup>3</sup>	11.09.97 "Teresa" 160 kg/ha	22.07.	33	25	30	24.09.98 "Nikel" 150 kg/ha	19.07.	70	62	61	13.09.99 "Nikel" 160 kg/ha	13.07.	68	69	71	27.09.00 "Nikel" 150 kg/ha	24.07.	57	52	54	22.09.01 "Nikel" 160 kg/ha	26.07.	69	66	66
Raps <sup>4</sup>	18.08.97 "Express" 6 kg/ha	23.07.	27	28	25	19.08.98 "Attila" 6 kg/ha	21.07.	30	25	16	16.08.99 "Attila" 5 kg/ha	13.07.	32	32	31	24.08.00 "Magnum" 4 kg/ha	06.08.	30	28	24	18.08.01 "Magnum" 4 kg/ha	04.08.	28	27	n.e.
Weizen <sup>5</sup>	11.09.97 "Ritmo" 180 kg/ha	15.08.	40	35	36	13.09.98 "Flair" 200 kg/ha	04.08.	75	73	74	13.09.99 "Maverick" 180 kg/ha	11.08.	73	73	74	27.09.00 "Maverick" 160 kg/ha	22.08.	87	82	75	11.10.01 "Maverick" 160 kg/ha	20.08.	78	76	74
Mais <sup>6</sup>	13.05.98 "Husar" 10 Pfl./m <sup>2</sup>	07.09.	76	95	70	10.05.99 "Volvik" 10 Pfl./m <sup>2</sup>	30.08.	82	84	n.e.	27.04.00 "Nescio" 10 Pfl./m <sup>2</sup>	05.09.	121	121	119	11.05.01 "Andante" 10 Pfl./m <sup>2</sup>	30.08.	97	107	91	10.05.02 "Andante" 10 Pfl./m <sup>2</sup>	04.09.	94	101	93

<sup>1</sup> Erträge der Erntejahre (dt/ha) = Durchschnittlicher Ertrag einer Variante aus 2 Ernteparzellen.  
<sup>2</sup> P = Konventionelle Bearbeitungsvariante (Pflug); M = Konservierende Bodenbearbeitung (Mulchsaat); D = Variante mit Direktsaat  
<sup>3</sup> Wintergerste = Ertrag bereinigt bei 86 % TS  
<sup>4</sup> Winterraps = Ertrag bereinigt bei 91 % TS  
<sup>5</sup> Winterweizen = s. Wintergerste  
<sup>6</sup> Silomais = Ganzpflanzenertrag  
n. e.: nicht ermittelt

Bei der Interpretation der Ernteerträge ist zu berücksichtigen, dass bei der Einführung von konservierenden Bodenbearbeitungssystemen in der Phase der Verfahrenseinführung nicht selten Ertragsunterschiede zu beobachten sind. Mit den Jahren stellt sich der Boden auf das neue Bearbeitungssystem ein und der Bewirtschafter sammelt praktische Erfahrungen im Umgang mit dem neuen Verfahren, so dass die anfänglichen Ertragsunterschiede nach einigen Anpassungsjahren zumeist weitgehend zurückgehen. Eingedenk der Tatsachen, dass bei konservierenden Bearbeitungsverfahren geringere Aufwände für Kraftstoff und geringere Arbeitskräfteleistungen als bei Pflugverfahren anfallen,

ist in vielen Fällen trotz ggf. geringerer Ernteerträge und trotz ggf. notwendiger Mehraufwendungen für den Pflanzenschutz von einer relativen betriebswirtschaftliche Vorzüglichkeit der konservierenden Bodenbearbeitungsverfahren auszugehen. Diese Ergebnisse zeigen die langjährigen Untersuchungen zu Bodenbearbeitungsverfahren der Universität Gießen (TEBRÜGGE & DREIER 1994; TEBRÜGGE 1996, zit. in FELDWISCH & SCHULTHEIß 1998, S. 74ff.).



**Abb. 5-32: Relative Abweichungen der Ernteerträge der Mulch- und Direktsaatvarianten im Vergleich zu den Erträgen der Pflugvariante**

#### 5.2.4 Zusammenfassung

Die wesentlichen Ergebnisse des Teilprojektes 2 lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Im gesamten sechsjährigen Untersuchungszeitraum wurden 22 **Oberflächenabflussereignisse** erfasst. Von der Pflugvariante sind im Untersuchungszeitraum 4,4 mm abgeflossen; das entspricht rund 2 % der Ereignisniederschläge und 0,1 % der gesamten Niederschläge in den Messphasen. Von den Mulchparzellen flossen insgesamt 0,9 mm oberflächlich ab; das entspricht rund 0,4 % der Ereignisniederschläge und 0,03 % der gesamten Niederschläge in den Messphasen. Von den Direktsaatparzellen floss im gesamten Untersuchungszeitraum kein Wasser oberflächlich ab.
- **Zwischenabfluss** war im Untersuchungszeitraum von keiner Bedeutung. An den 3 m<sup>2</sup> großen Messvorrichtungen an geöffneten Profilwänden wurden nur sehr geringe Wasserflüsse von maximal 1 l/d ermittelt. Diese Wasserflüsse sind sehr wahrscheinlich

nicht als Zwischenabfluss einzustufen, sondern lediglich auf das am Profilschnitt vorhandene Potenzialgefälle (Wasserspannungsabfall) zurückzuführen.

- Auch **Dränabflüsse** waren von deutlich untergeordneter Bedeutung. So wurden nur 2 Dränabflussereignisse registriert, ein Ereignis im Oktober 1998 unter Winterraps und eines im März 2000 unter Winterweizen, die jeweils auf überdurchschnittlichen Niederschlägen im Ereignismonat und vorausgegangenen Kalendermonat beruhten. Eine Umrechnung auf flächenbezogene Dränspenden konnte nicht vorgenommen werden, da das Einzugsgebiet der Dräne unbekannt war.
- Im Untersuchungszeitraum wurden **Bodenabträge** im Umfang von 4,1 t/ha von den Pflugparzellen und 0,15 t/ha von den Mulchparzellen erfasst. Der überwiegende Anteil des Bodenabtrags wurde durch jeweils 1 Ereignis im Mais und im Winterraps verursacht; so wurden rund 65 % des Bodenabtrags der Pflugvariante und nahezu 100 % des Bodenabtrags der Mulchvariante durch diese Ereignisse bedingt. Die höheren Bodenabträge der Pflugvariante im Vergleich zur Mulchvariante wurden sowohl durch die höheren Abflussvolumina als auch durch tendenziell höhere Sedimentgehalte, die maximal 80 g/l erreichten, verursacht.
- Die erfassten **Nährstoffausträge mit dem Oberflächenabfluss** waren aufgrund der geringen Abflusshöhen nahezu vernachlässigbar. Von den Pflugparzellen wurde insgesamt 645 g Stickstoff je ha und 112 g Phosphor je ha ausgetragen; von den Mulchparzellen nur 105 g Stickstoff je ha und 18 g Phosphor je ha.
- Auch die **lateralen Austräge von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen** waren ausgesprochen gering. Die Maisherbizide Metolachlor, Terbuthylazin und Pendimethalin wurden zu maximal 0,06, 0,1 bzw. 0,06 % der Anwendungsmengen ausgeschwemmt, das Raps herbizid Metazachlor zu maximal 0,15 % der Anwendungsmengen und die Getreideherbizide Chlortoluron und Isoproturon zu maximal 0,002 bzw. 0,0004 % der Anwendungsmengen. Terbuthylazin wurde in einer maximalen Wirkstoffkonzentration in der Wasserphase von 100 µg/l nachgewiesen. Ansonsten lagen die gelösten Wirkstoffkonzentrationen bei den Maisherbiziden Metolachlor und Terbuthylazin zumeist zwischen 40 und 60 µg/l. Pendimethalin wurde in gelöster Form im Oberflächenabfluss nur unterhalb der Bestimmungsgrenze detektiert. Für Pendimethalin wurde eine maximale partikuläre Wirkstoffkonzentration von 980 µg/l ermittelt. Die im Raps- und Weizenanbau angewendeten Wirkstoffe wurden in deutlich geringeren Konzentrationen gefunden.
- Für den **Oberflächenabflusspfad** ergibt sich im **Vergleich der Bearbeitungsvarianten** folgendes Bild: Sowohl der Oberflächenabfluss als auch die Boden- und Stoffabträge wurden im Versuchszeitraum durch die Mulchvariante durchschnittlich um 80 bis über 90 % im Vergleich zur Pflugvariante reduziert. Die Direktsaat stellte einen vollständigen Schutz vor Bodenerosion sicher, das heißt, es wurde kein Oberflächenabfluss und folglich wurden auch keine Boden- und Stoffausträge erfasst.

- Die **Stoffausträge mit dem Dränabfluss** konnten nicht flächenbezogen ausgewertet werden, da das Einzugsgebiet der Dräne nicht ermittelt werden konnte. Insofern konnten nur die Stoffkonzentrationen wiedergegeben werden; bei der Interpretation der Werte ist jedoch zu bedenken, dass sie aufgrund der vermuteten Wasserzuflüsse von außerhalb der Versuchspartellen nicht unbedingt repräsentativ für die jeweiligen Versuchsvarianten sind. Vielmehr vermitteln sie einen Eindruck über die zu erwartende stoffliche Belastung der Dränabflüsse von der gesamten Versuchsfläche unabhängig von den einzelnen Bearbeitungsvarianten. Von den applizierten **PSM-Wirkstoffen** wurden im Dränabfluss Metazachlor, Isoproturon und Chlortoluron detektiert, davon Isoproturon immer unterhalb der Bestimmungsgrenze. Metazachlor wurde maximal in einer Konzentration von knapp 100 µg/l gemessen; der überwiegende Anteil der Messwerte lag jedoch unterhalb der Bestimmungsgrenze. Chlortoluron wies maximale Konzentrationen von 8,6 µg/l auf, wobei mittlere Konzentrationen zwischen 1 und 6,6 µg/l beobachtet wurden. Die **Nitrat-N-Konzentrationen** im Dränabfluss lagen mit maximal 43 mg/l unter Winterraps deutlich höher als unter Winterweizen, wo nur maximal ca. 17 mg/l erreicht wurden. Die höheren Werte unter Winterraps werden wahrscheinlich Ausdruck der stärkeren N-Mineralisierung im Herbst und der unmittelbar vorgegangenen N-Düngung sein. **PO<sub>4</sub>-P** wurde in Konzentrationen bis zu 3,4 mg/l gemessen, wobei starke Schwankungen in den Konzentrationen zu beobachten waren.
- Zur Frage der **Relevanz unterschiedlicher Austragspfade bei den Bearbeitungsvarianten** konnten keine eindeutigen Ergebnisse erzielt werden. Die Ergebnisse deuten für die konservierenden Bodenbearbeitungsvarianten (Mulch- und Direktsaat) nicht auf einen vermehrten Stoffaustrag über den Drainagepfad hin.
- Die **Ernteerträge der unterschiedlichen Bearbeitungsvarianten** waren insgesamt auf vergleichbarem Niveau, wobei die Pflugvariante tendenziell höhere Erträge lieferte. Deutliche Ertragsrückgänge um gut 40 % wurden im Versuchszeitraum nur einmal in Winterraps bei der Direktsaat festgestellt. Die festgestellten Ertragsunterschiede werden wahrscheinlich teilweise umstellungsbedingt sein, so dass bei einer längerfristigen Betrachtung eine Angleichung der Ernteerträge erwartet werden kann. Unter der Berücksichtigung der betriebswirtschaftlichen Vorteile der konservierenden Bodenbearbeitungsvarianten, wie Einsparungen an Arbeits- und Maschinenkosten, ist davon auszugehen, dass die Ertragsunterschiede ausgeglichen werden.

## 5.3 Teilprojekt 3 „Dränagetransport“

### 5.3.1 Zielsetzungen

Das Teilvorhaben „Stickstoffdynamik während und nach dem Anbau von Körnerleguminosen (Ackerbohnen) und Stickstoffaustrag mit dem Dränwasser bei konventioneller und konservierender Bodenbearbeitung“ wurde von der Arbeitsgruppe Prof. Lütke Entrup der Universität-Gesamthochschule Paderborn, Abteilung Soest, Fachbereich Agrarwirtschaft durchgeführt. Die Versuche zielten darauf ab, bodenbearbeitungsbedingte Unterschiede des Stoffaustrages über die Dränung zu erfassen und zu bewerten. Hintergrund dieser Zielsetzung sind die in einigen Fachpublikationen gegebenen Hinweise, dass es bei Anwendung von Mulch- und Direktsaaten wegen der Erhöhung des Makroporenanteils im Boden zu einer verstärkten Infiltration und damit zu einer Zunahme der vertikalen Verlagerung von gut wasserlöslichen Substanzen (z. B. vieler PSM-Wirkstoffe) kommen kann. Deshalb wurde im Rahmen des Teilprojektes 3 untersucht, ob und in welchem Ausmaß bei konservierender im Vergleich zu konventioneller Bestelltechnik durch die erhöhte Infiltration die vertikale Verlagerung von N, P und PSM gefördert wird.

Den Ausführungen liegt der Abschlussbericht aus dem Jahr 2002 zugrunde.

### 5.3.2 Standort und Methoden

Die **Versuchsfläche** lag nördlich des Haarstrangs in den mittleren Hellwegniederungen in der Gemeinde Welver, Ortsteil Merklingsen. Auf einer ca. 2,5 ha großen Fläche des Versuchsgutes Merklingsen der Universität-Gesamthochschule Paderborn wurden in den Jahren 1999 bis 2001 Körnerleguminosen, Winterweizen und Mais angebaut.

Die **Bewirtschaftung** erfolgte sowohl konventionell mit Pflugeinsatz als auch konservierend mit flacher Bodenbearbeitung und Mulchsaat, wofür die Versuchsfläche in zwei Hälften aufgeteilt wurde. Die konservierende Bodenbearbeitung wurde auf dem Teilstück bereits seit 1993 vorgenommen, so dass keine Umstellungseinflüsse auf die Ergebnisse zu erwarten waren. **Düngung** und **Pflanzenschutz** wurden auf beiden Flächen einheitlich und betriebsüblich durchgeführt.

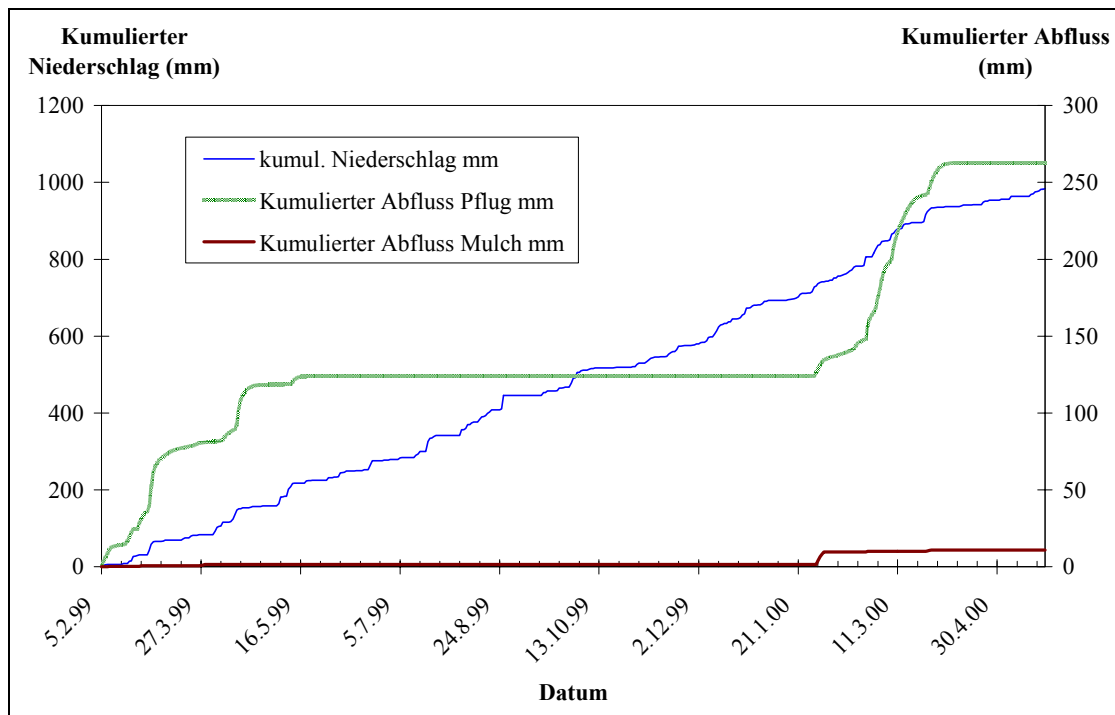
Die Fläche war vollständig systemisch gedränt, wobei der **Dränabfluss** der beiden Versuchsvarianten getrennt beprobt werden konnte. Die Dränausläufe (Sammler) beider Flächen wurden mit automatischen Probennehmern der Firma ISCO beprobt und das Dränwasser auf N, P und PSM-Wirkstoffe untersucht. Da gleichzeitig die Dränabflussrate gemessen wurde, konnten die Stofffrachten bestimmt werden.

Die **Witterungsdaten** wurden an der automatischen Wetterstation des ca. 400 m von der Versuchsfläche entfernten Versuchsgutes Merklingsen erfasst.

Die **Böden** der Versuchfläche werden als Pseudogley-Parabraunerden und Pseudogleye aus Löss angesprochen; der Löss überlagert Schmelzwassersande und weist eine Mächtigkeit von rund 1,5 m auf.

### 5.3.3 Ergebnisse

Leider stellte sich anhand der ersten Untersuchungsergebnisse heraus, dass die beiden Teilflächen nicht miteinander vergleichbar waren. Im Zeitraum vom 05.02. bis 19.05.1999 wurden auf der Pflugparzelle insgesamt 124 mm Dränabfluss bei einem Niederschlag von 224 mm erreicht, wohingegen auf der Mulchparzelle im gleichen Zeitraum nur ein Abfluss von 1,6 mm gemessen werden konnte (Abb. 5-33). Allein in der Zeit vom 05.02. bis zum 01.04.1999 sind bei einem Niederschlag von 84 mm über die Dränung der Pflugparzelle 81 l/m<sup>2</sup> abgeflossen, dies entsprach fast der gesamten Niederschlagsmenge. Auch im Jahr 2000 wurden ähnlich divergierende Ergebnisse erzielt.



**Abb. 5-33: Summenkurve der täglichen Niederschläge und Dränabflüsse der Bearbeitungsvarianten**

Anmerkung: Die Dränabflüsse wurden rechnerisch auf die unterstellte Einzugsgebietsgröße (1,25 ha) der Dränungen bezogen.

In beiden Dränageperioden wurden in der Pflugparzelle rechnerisch 57% des Niederschlagswassers über die Dräne ausgetragen, aus den Mulchparzellen waren dies 0,7 bzw. 3,8 %. Beide Angaben wurden anhand der unterstellten Einzugsgebietsgröße der Dränungen im Umfang von 1,25 ha berechnet. In einzelnen Zeitabschnitten war der Dränabfluss der Pflugvariante deutlich größer als die Niederschlagshöhe des entsprechenden

Zeitabschnittes, was auf einen über das Sickerwasser hinausgehenden Wasserzufluss hindeutete.

Der sehr hohe Dränabfluss der Pflugvariante konnte durch anschließende Detailuntersuchungen auf einen deutlichen Stau- bzw. Grundwassereinfluss bis in den Ap-Horizont zurückgeführt werden, der bei der Fläche mit der Mulchvariante nicht bzw. nicht so stark ausgeprägt war.

Vor diesem Hintergrund konnten die Messergebnisse hinsichtlich der Fragestellung nicht ausgewertet werden.

#### 5.3.4 Zusammenfassung

Folgende Teilergebnisse können festgehalten werden:

- Die Nmin-Gehalte unter Ackerbohnen waren bei beiden Bodenbearbeitungsvarianten hoch. Sie schwankten zwischen März und September zwischen 50 und 110 kg/ha, stiegen nach der Ackerbohnernte bis Mitte Oktober mineralisationsbedingt auf bis zu 140 kg/ha an und fielen anschließend bis Januar wieder auf 70 (Pflug) bzw. 50 (Mulchsaat) kg/ha ab. Insofern wiesen beide Varianten ein deutliches Belastungspotenzial für das Sickerwasser auf.
- Dieses N-Belastungspotenzial schlug sich jedoch nur in vergleichsweise hohen Nitratkonzentrationen des Dränabflusses in der Pflugvariante nieder. So wurden im Dränabfluss der Pflugvariante mittlere  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen zwischen 5 und 8 mg/l mit Spitzenkonzentrationen bis zu 15 mg  $\text{NO}_3\text{-N/l}$  nachgewiesen. Dagegen wurden unter der Mulchvariante nur 3 bis 4 mg  $\text{NO}_3\text{-N/l}$  gemessen. Ob dieser Unterschied durch die herbstliche Differenzierung der Nmin-Gehalte bedingt wurde, kann aufgrund des störenden Einflusses des Stau-/Grundwasserzuflusses in der Pflugvariante nicht abschließend geklärt werden.
- Die P-Gehalte im Dränabfluss im Jahr 1999 schwankten unabhängig von den Bearbeitungsverfahren zwischen 120 und 180  $\mu\text{g PO}_4\text{-P/l}$ .
- Während der Untersuchungsperiode wurden keine PSM-Wirkstoffe im Dränabfluss detektiert.

## 5.4 Teilprojekt 4 „Stoffretention in Filterstreifen“

### 5.4.1 Zielsetzungen

Das Teilprojekt 4 zielte auf die Quantifizierung des Sediment- und Stoffrückhaltes in Filterstreifen ab. Dazu wurde eine Versuchsanlage im Bergischen Land bei Velbert-Neviges mit unterschiedlichen Großparzellen angelegt. Die Untersuchungen des Wasser- und Sedimentrückhaltes wurden von der Arbeitsgruppe Prof. Skowronek durchgeführt (Teilprojekt 4a); entsprechende Messungen der PSM- und Nährstoffretention wurden von der Arbeitsgruppe Prof. Brümmer vorgenommen (Teilprojekt 4b) (beide Institut für Bodenkunde der Universität Bonn).

Erfasst wurden sowohl die Oberflächen- und Zwischenabflüsse als auch die Boden- und Stoffausträge.

Die nachfolgenden Ausführungen basieren auf den Berichten von SCHMELMER & SKOWRONEK (2000) und KLEIN et al. (2001). Vertiefte Auswertungen zum Teilprojekt sind darüber hinaus der Dissertation von SCHMELMER (2003) zu entnehmen.

### 5.4.2 Standort und Methoden

Das Vorhaben wurde in den Jahren 1997 bis 1999 auf einer 10 % geneigten **Versuchsfläche** in Velbert-Neviges (Bergisches Land) durchgeführt. Die Hangform (= Wölbung) ist sowohl in Gefällerrichtung als auch quer zum Gefälle gestreckt; das heißt, es liegt keine Hangmulde vor.

Die Untersuchungen erfolgten auf ackerbaulich genutzten **Großparzellen** (3 m Breite und 40 m Länge), von denen je zwei der Versuchsvarianten

- ohne Grasfilterstreifen (→ ohne GF),
- mit einem 6 m breiten Grasfilterstreifen (→ 6 m GF),
- mit einem 12 m breiten Grasfilterstreifen (→ 12 m GF) und
- mit einem 12 m breiten Ackerrandstreifen (ARS) angelegt wurden (Abb. 5-34).

Neben den Großparzellen wurden noch 8 **Kleinparzellen** mit 1,5 m Breite angelegt jeweils 4 mit 7 m bzw. 10 m Länge. Zwei der 10 m langen Parzellen hatten am unteren Ende einen 3 m langen Filterstreifen (Abb. 5-34). Auf den Kleinparzellen wurden Berechnungen mit dem „Bonner Regensimulator“ (KROMER et al. 1996) durchgeführt, um Abflussbildung und Boden- und Stoffabtrag unter definierten Bedingungen erfassen zu können. Die Berechnungsintensität betrug 30 bis 40 mm/h über eine Dauer von 120 bzw. 90 min. In Anlehnung an die Niederschlagsverhältnisse an der DWD-Messstation Mettmann im Bergischen Land entspricht dies Ereignissen mit einer Wiederkehrzeit von etwa 5 bzw. 20 Jahren.



Als **Filterstreifen** diente der Grasbestand, der sich während der vorangehenden konjunkturellen Flächenstilllegung auf der gesamten Versuchsfläche entwickelt hatte; am unteren Schlagende wurde ein entsprechend breiter Streifen des Grasbestandes stehen gelassen, der Rest der Ackerfläche wurde für die Versuchsvarianten normal ackerbaulich weiterbewirtschaftet. Unbeantwortet bleibt die Frage, ob die Filterleistung des Grasbestandes im Vergleich zu langjährigen Landschaftsstrukturelementen wie Wegsäumen, Hecken, Uferstrandstreifen anders einzuordnen ist.

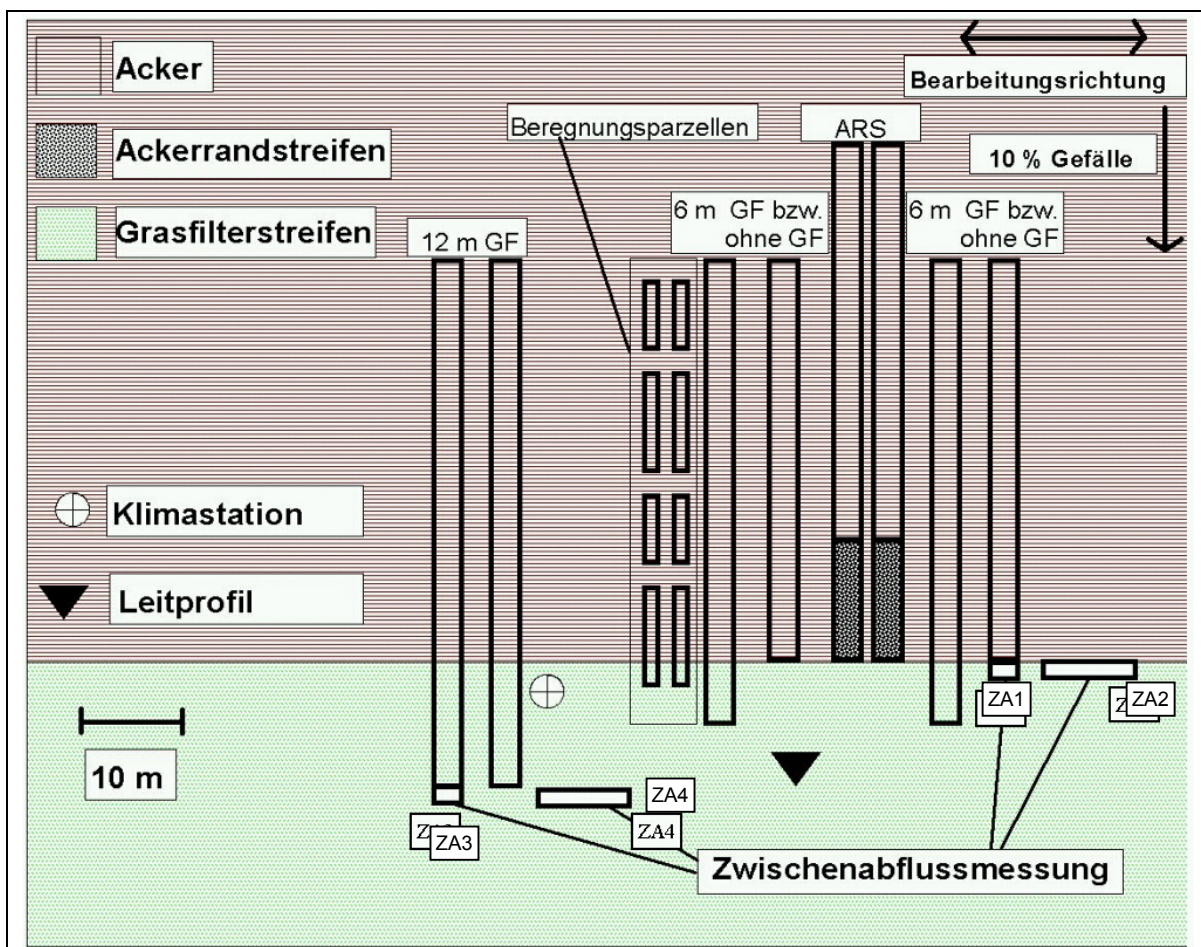


Abb. 5-34: Versuchsanordnung der Teilprojekte 4a und 4b

Die **Böden** der Versuchsfläche sind als Hangpseudogley-Braunerde bzw. Braunerde-Hangpseudogley aus lösshaltiger Fließerde angesprochen worden. Als Bodenart wurde ein stark toniger Schluff mit einem Skelettanteil von durchschnittlich 14 % im Bereich der Versuchspartikeln bestimmt. Die kleinräumige Variabilität der einzelnen Feinbodenfraktionen war sehr gering, so dass keine offensichtlichen erosionsrelevanten Unterschiede zwischen den einzelnen Versuchspartikeln bestanden. Aufgrund der Staunässe der Bö-

den und der Hanglage wurde davon ausgegangen, dass Zwischenabfluss eine gewisse Bedeutung für das Abflussgeschehen des Standortes haben könnte.

Die **Bewirtschaftung** erfolgte konventionell unter Verwendung des Pfluges. In den Jahren 1997 bis 1999 wurde jeweils Ende April bis Anfang Mai Mais ausgesät. Die Bodenbearbeitung erfolgte jeweils höhenlinienparallel. Im Oktober 1997 wurde Winterweizen eingesät, um Untersuchungen zum Herbizidaustrag mit dem Zwischenabfluss über die Wintermonate vornehmen zu können; der Bestand wurde vor der Maisaussaat im April 1998 umgebrochen. Tab. 5-22 fasst die wesentlichen ackerbaulichen Maßnahmen zusammen und zeigt die jeweiligen Messperioden auf.

**Tab. 5-22: Ackerbauliche Maßnahmen und Messperioden des Teilprojektes 4**

Jahr	Bodenbearbeitung	Aussaat		Pflanzenschutz *		Düngung		Messperiode	
		Termin	Kultur	Termin	Produkt / Wirkstoffe	Termin	Art	Beginn	Ende
1997						04.97	25 m <sup>3</sup> Rindergülle		
	15.4. Pflügen + Saatbett	23.4.	Mais	19.5.	Stentan 6 l 0,75 Ter, 1,5 Met, 0,99 Pend	23.4.	Unterfuß 200 kg/ha Di- ammonphosphat	15.5.	17.9.
	25.9. Grubbern	27.9.	Weizen	4.11.	Dicuran 3 l 2,1 Chlortolu- ron			7.10.	26.2.98
1998	30.3. Grubbern					30.3.	25 m <sup>3</sup> Rindergülle + 200 kg/ha KAS	15.5.	8.9.
	30.4. Pflügen + Saatbett	11.5.	Mais	25.5.	Stentan 6 l 0,71 Ter, 1,32 Met, 0,94 Pend	11.5.	Unterfuß 200 kg/ha Diam- monphosphat		
1999						20.4.	25 m <sup>3</sup> Rindergülle + 200 kg/ha KAS	11.5.	1.9.
	27.4. Pflügen + Saatbett	29.4.	Mais	24.5.	Stentan 6 l 0,62 Ter, 1,45 Met, 0,92 Pend	29.4.	Unterfuß 200 kg/ha Diam- monphosphat		

\* Wirkstoffe: Ter = Terbutylazin; Met = Metolachlor; Pend = Pendimethalin; Zahlenangaben = Wirkstoffmengen in kg/ha; Abweichungen von Standardwirkstoffmengen bei Stentan-Anwendungen durch Beprobung der Spritzbrühe nachgewiesen

Erfasst wurden beim **Oberflächenabflusspfad** die Abflüsse und Austräge durch natürliche Niederschläge. Außerdem wurde auf den Kleinparzellen, die zur Erfassung von spezifischen Erosionsprozessen dienten, künstlich Niederschlag mit dem Regensimulator erzeugt. Die Parzellen waren in den Messperioden mit Zinkblechen seitlich abgegrenzt und entwässerten am unteren Ende über Dreiecksbleche. Der Abfluss jeweils einer Parzelle der verschiedenen Versuchsvarianten wurde mit automatischen Probennehmern der Firma UGT erfasst, so dass zeitlich aufgelöste Daten zum Abfluss- und Abtragsgeschehen zur Verfügung stehen. Der Abfluss der jeweils anderen Parzelle wurde in ein Sammelgefäß geleitet, so dass nur die Gesamtabflüsse und -abträge ermittelt werden konnten.

Der **Zwischenabfluss** wurde an Profilwänden mit Hilfe von Dränmatten erfasst, die bis 1 m Bodentiefe eingebaut wurden (Messeinrichtung siehe Ausführungen zum Teilprojekt 2

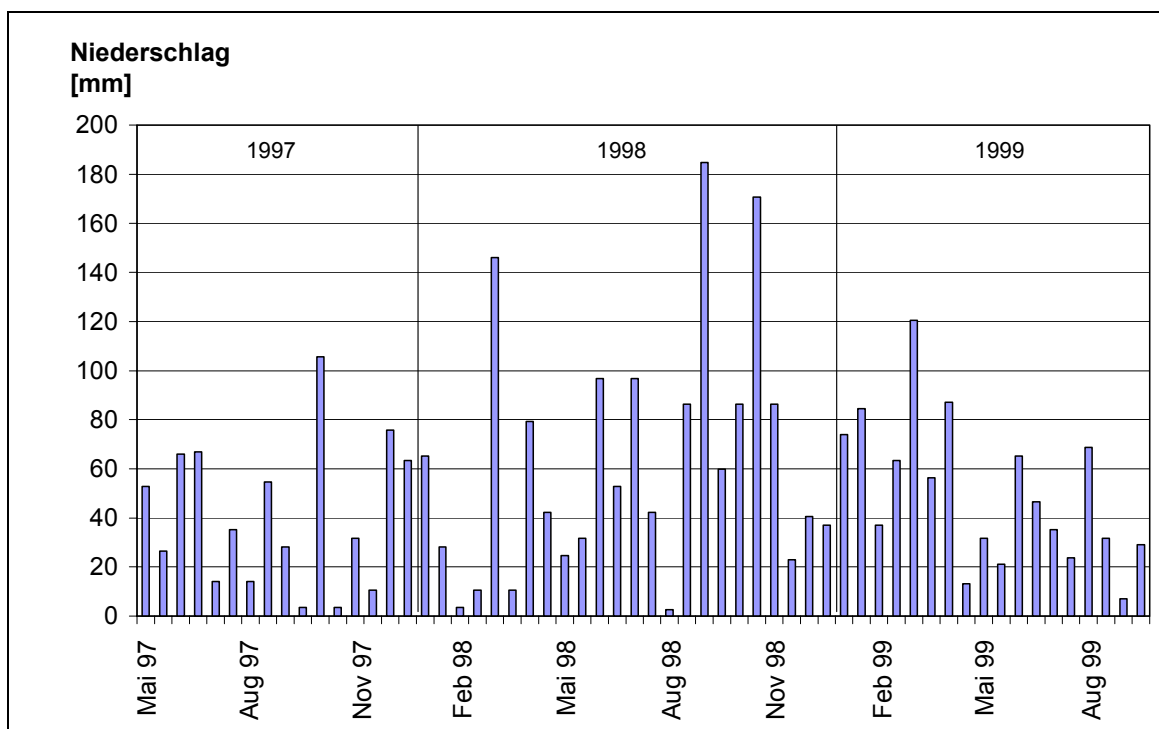
und Abb. 5-21, Seite 99). Die Dränmatten (CKL 15 Enkadrän) wurden zum einen unmittelbar an der unteren Ackergrenze angebracht, so dass kein Grasfilterstreifen eingeschaltet war (Messstellen ZA1 und ZA2). Zum anderen wurde Zwischenabfluss in 12 m Entfernung zum Ackerrand ermittelt, so dass eine 12 m lange Passage des Zwischenabflusses durch den Filterstreifen untersucht werden konnte (ZA3 und ZA4). Beide Varianten wurden jeweils mit einer 3 m und 10 m breiten Dränmatte durchgeführt.

Zusätzlich wurden noch Erhebungen zur Regentropfenerosion, zum Einfluss des Mikroliefs, zum Sedimenttransfer am Hang mit Hilfe von Sedimentfallen und zu verschiedenen bodenphysikalischen Kenngrößen durchgeführt. Auf die zahlreichen Ergebnisse wird hier nur exemplarisch eingegangen.

Als **Maß für den Boden- und Stoffeintrag in die Filterstreifen** wurden die Messergebnisse der Variante „ohne Grasfilterstreifen“ herangezogen.

**Niederschlag** und weitere meteorologische Parameter wurden direkt am Versuchsstandort mit einer automatischen Klimastation zeitlich hoch aufgelöst erfasst. Das langjährige Mittel der jährlichen Niederschlagssumme für den Zeitraum 1961 bis 1990 wird für Velbert vom DWD (1998) mit 1072 mm angegeben.

Im Untersuchungszeitraum fiel überdurchschnittlich viel Niederschlag. In den hydrologischen Jahren (Mai – April) 1997 / 1998 und 1998 / 1999 fielen 1032 mm bzw. 1643 mm Niederschlag. So waren vor allem die Monate März, Juni, Juli, September und Oktober 1998 sowie Januar und März 1999 mit monatlichen Niederschlägen über 140 mm sehr



**Abb. 5-35: Niederschlagsverteilung im Untersuchungszeitraum (2-Wochen-Werte)**

regenreich. Die Monate September und Oktober 1998 zeichneten sich mit Niederschlagssummen von rund 240 bzw. 260 mm durch sehr hohe Niederschläge aus (vgl. Abb. 5-35). Somit fiel ein nicht unbedeutender Anteil des überdurchschnittlichen Niederschlags außerhalb der Messperioden (vgl. Tab. 5-22); aufgrund der außerordentlich hohen Niederschlagssummen wurde im September 1998 Oberflächenabfluss beobachtet, der jedoch aufgrund der bereits demontierten Parzellenbegrenzungen nicht mehr einer definierten Fläche zugeordnet werden konnte.

Für die Bildung von Zwischenabfluss war der Zeitabschnitt von September 1998 bis Februar 1999 von besonderer Bedeutung, in diesem sechsmonatigen Zeitabschnitt fielen insgesamt rund 900 mm Niederschlag. Da in den Herbst- und Wintermonaten die Evapotranspiration stark abgesenkt ist, bestand in diesem Zeitabschnitt ein deutlicher Wasserbilanzüberschuss, der u. a. den Zwischenabfluss speisen konnte. Zur Beurteilung der Bedeutung des Zwischenabflusses für den Wasserhaushalt des Versuchsstandortes ist dieser Zeitabschnitt besonders gut geeignet.

Zur Charakterisierung der Niederschlagsverhältnisse haben SCHMELMER & SKOWRONEK (2000) weitere Parameter herangezogen. Die Autoren werteten die Daten des Niederschlagsschreibers auch hinsichtlich der kinetischen Energie sowie der maximalen Intensitäten für definierte Zeitabschnitte von 1, 15 und 30 min aus (Tab. 5-23). Mit Hilfe der Definition von SCHWERTMANN et al. (1990) konnte so die Anzahl der erosiven Niederschläge ermittelt werden. Erosive Niederschläge zeichnen sich durch eine Niederschlagssumme von mindestens 10 mm oder eine maximale 30-Minuten-Intensität von > 10 mm/h aus. Im Untersuchungszeitraum von 1997 bis 1999 traten während der Messperioden im Mais nach der vorstehenden Definition 35 erosive Niederschläge auf. Jedoch trat auch bei einem „nicht erosiven“ Niederschlag am 06.06.1999 Oberflächenabfluss auf, so dass dieses Ereignis ebenfalls in der nachstehenden Tabelle aufgeführt wird. Von den Projektnehmern wurden die Niederschlagsereignisse in der Messperiode Winterweizen keiner näheren Auswertung unterzogen, so dass hier keine entsprechenden Daten aufgeführt werden können.

**Tab. 5-23: Erosive Niederschläge der Maissaison 1997, 1998 und 1999 (SCHMELMER & SKOWRONEK 2000)**

Datum	Niederschlag mm	Ekin J/m <sup>2</sup>	I 1	I 15	I 30	mittlere Intensität mm/h
			mm/h			
11.06.97	24,6	557	84	31	24	8
14.06.97	29,9	675	150	56	29	20
21.06.97	11,4	241	60	14	7	9
26.06.97	18,2	356	24	5	7	7
30.06.97	18,6	411	66	23	14	9
25.07.97	14,7	306	36	11	8	7
25.08.97	14,1	346	66	40	22	19
27.08.97	13,2	320	60	35	23	12

Datum	Niederschlag mm	Ekin J/m <sup>2</sup>	I 1	I 15 mm/h	I 30	mittlere Intensität mm/h
28.08.97	19,8	408	36	24	14	6
02.09.97	15,4	323	42	18	16	8
27.05.98	11,8	285	132	30	19	16
07.06.98 (1)	7,6	141	60	22	11	24
07.06.98 (2) *	24,0	507	90	41	27	9
12.06.98	12,2	172	12	5	4	1
25.06.98	9,3	224	54	23	17	17
11.07.98	53,8	1102	66	22	11	11
15.07.98	15,9	362	72	25	13	9
29.07.98	13,9	282	36	11	5	6
30.07.98	10,2	229	66	13	9	11
22.08.98	18,9	412	54	20	12	10
26.08.98	14,3	302	72	14	9	7
05.09.98	13,9	310	54	20	10	11
02.06.99	19,4	502	84	50	34	28
05.06.99	24,9	496	42	11	9	5
06.06.99	7,5	180	54	15	8	15
20.06.99	14,5	303	84	19	12	5
21.06.99	6,2	152	84	22	12	18
04.07.99	6,8	174	66	27	14	27
05.07.99	8,5	205	54	28	16	18
20.07.99	15,6	369	72	34	23	12
05.08.99	9,8	240	102	30	16	10
23.09.99	14,0	303	48	23	15	8
Erosive Niederschlagsereignisse außerhalb der Messperioden, d. h., die Parzellenbegrenzungen waren bereits entfernt						
12.09.98	25,0	494	36	17	11	5
15.09.98	73,1	1281	12	8	7	4
16.09.98	26,7	593	114	39	25	7
17.09.98	31,9	635	24	12	9	8
<i>Summe total</i>	<i>669,6</i>	<i>–</i>	<i>–</i>	<i>–</i>	<i>–</i>	<i>–</i>
<i>Summe 97</i>	<i>179,9</i>	<i>–</i>	<i>–</i>	<i>–</i>	<i>–</i>	<i>–</i>
<i>Summe 98</i>	<i>205,8</i>	<i>–</i>	<i>–</i>	<i>–</i>	<i>–</i>	<i>–</i>
<i>Summe 99</i>	<i>127,2</i>	<i>–</i>	<i>–</i>	<i>–</i>	<i>–</i>	<i>–</i>
<i>Summe ohne Parzellenbegrenzung</i>	<i>156,7</i>	<i>–</i>	<i>–</i>	<i>–</i>	<i>–</i>	<i>–</i>
<i>min</i>	<i>6,2</i>	<i>141</i>	<i>12</i>	<i>5</i>	<i>4</i>	<i>1</i>
<i>max</i>	<i>73,1</i>	<i>1281</i>	<i>150</i>	<i>56</i>	<i>34</i>	<i>28</i>
<i>Mittelwert</i>	<i>18,6</i>	<i>394</i>	<i>63</i>	<i>23</i>	<i>15</i>	<i>11</i>
<i>Median</i>	<i>14,6</i>	<i>322</i>	<i>60</i>	<i>22</i>	<i>13</i>	<i>9</i>

\* Niederschlagsschreiber defekt; Mittelwerte nach Angaben des Ruhrverbandes (Klärwerk Neviges) und eines benachbarten Landwirtes (vgl. SCHMELMER & SKOWRONEK 2000, S. 60 u. 88)

### 5.4.3 Ergebnisse

#### 5.4.3.1 Ergebnisse der Parzellen ohne Filterstreifen bei natürlichen Niederschlägen

**Oberflächenabfluss trat in den Maismessperioden** insgesamt zwölfmal auf. Dabei flossen in Summe aller Ereignisse 9,8 mm oberflächlich ab (Tab. 5-24). Im Vergleich zur Niederschlagshöhe der Ereignisniederschläge mit 189 mm sind somit 5,2 % oberflächlich abgeflossen. Bezogen auf die Summe der erosiven Niederschläge mit insgesamt 670 mm (vgl. Tab. 5-23) lag der relative Abflussanteil bei rund 1,5 %. Offensichtliche Zusammenhänge zwischen den Niederschlagseigenschaften wie Niederschlagssumme, kinetische Energie oder maximale Niederschlagsintensitäten einerseits und der Höhe des Oberflächenabflusses andererseits waren bei den erfassten Ereignissen nicht zu erkennen. Auch unterschieden sich die Niederschläge, welche Oberflächenabfluss auf den Parzellen ohne Grasfilterstreifen ausgelöst haben, nicht in ihren Eigenschaften von denen ohne Oberflächenabfluss; dies zeigen die statistischen Kennzahlen in Tab. 5-24.

**Unter Winterweizen bildete sich Oberflächenabfluss** nur in sehr geringem Umfang (KLEIN et al. 2001, Tab. 37). Zumeist lagen die ereignisbezogenen Oberflächenabflüsse deutlich unter 0,05 mm, so dass der Oberflächenabflusspfad unter Winterweizen in diesen Versuchen keine Bedeutung für die Boden- und Stoffabträge hatte.

**Tab. 5-24: Charakteristika der Niederschläge mit und ohne Oberflächenabfluss auf den Parzellen ohne Grasfilterstreifen**

Datum	Niederschlag mm	Ekin J/m <sup>2</sup>	I 1	I 15	I 30	mittlere Intensität mm/h	Oberflächenabfluss	
							mm	rel. zum Nds.
<b>Ereignisse mit Abfluss auf den Parzellen ohne Grasfilterstreifen</b>								
14.06.97	29,9	675	150	56	29	20	0,68	2,26
21.06.97	11,4	241	60	14	7	9	0,13	1,17
30.06.97	18,6	411	66	23	14	9	0,08	0,40
07.06.98 (1)	7,6	141	60	22	11	24	1,29	17,00
07.06.98 (2)	24,0	507	90	41	27	9	5,23	21,77
12.06.98	12,2	172	12	5	4	1	0,15	1,23
25.06.98	9,3	224	54	23	17	17	0,08	0,81
02.06.99	19,4	502	84	50	34	28	0,41	2,10
05.06.99	24,9	496	42	11	9	5	0,19	0,77
06.06.99	7,5	180	54	15	8	15	0,55	7,33
05.07.99	8,5	205	54	28	16	18	0,91	10,69
20.07.99	15,6	369	72	34	23	12	0,11	0,69
<i>Summe</i>	188,9	–	–	–	–	–	9,8	–
<i>min</i>	7,5	141,0	12,0	5,0	4,0	1,0	0,1	0,4
<i>max</i>	29,9	675,0	150,0	56,0	34,0	28,0	5,2	21,8
<i>Mittelwert</i>	15,7	343,6	66,5	26,8	16,6	13,9	0,8	5,5
<i>Median</i>	13,9	305,0	60,0	23,0	15,0	13,5	0,3	1,7
<b>Ereignisse ohne Abfluss auf den Parzellen ohne Grasfilterstreifen</b>								

Datum	Nieder- schlag mm	Ekin J/m <sup>2</sup>	I 1	I 15 mm/h	I 30	mittlere Intensität mm/h	Oberflächenabfluss	
							mm	rel. zum Nds.
11.06.97	24,6	557	84	31	24	8	0,00	0,00
26.06.97	18,2	356	24	5	7	7	0,00	0,00
25.07.97	14,7	306	36	11	8	7	0,00	0,00
25.08.97	14,1	346	66	40	22	19	0,00	0,00
27.08.97	13,2	320	60	35	23	12	0,00	0,00
28.08.97	19,8	408	36	24	14	6	0,00	0,00
02.09.97	15,4	323	42	18	16	8	0,00	0,00
27.05.98	11,8	285	132	30	19	16	0,00	0,00
11.07.98	53,8	1102	66	22	11	11	0,00	0,00
15.07.98	15,9	362	72	25	13	9	0,00	0,00
29.07.98	13,9	282	36	11	5	6	0,00	0,00
30.07.98	10,2	229	66	13	9	11	0,00	0,00
22.08.98	18,9	412	54	20	12	10	0,00	0,00
26.08.98	14,3	302	72	14	9	7	0,00	0,00
05.09.98	13,9	310	54	20	10	11	0,00	0,00
20.06.99	14,5	303	84	19	12	5	0,00	0,00
21.06.99	6,2	152	84	22	12	18	0,00	0,00
04.07.99	6,8	174	66	27	14	27	0,00	0,00
05.08.99	9,8	240	102	30	16	10	0,00	0,00
23.09.99	14,0	303	48	23	15	8	0,00	0,00
<i>Summe</i>	<i>324,0</i>	<i>–</i>	<i>–</i>	<i>–</i>	<i>–</i>	<i>–</i>	<i>0,0</i>	<i>–</i>
<i>min</i>	<i>6,2</i>	<i>152,0</i>	<i>24,0</i>	<i>5,0</i>	<i>5,0</i>	<i>5,0</i>	<i>0,0</i>	<i>0,0</i>
<i>max</i>	<i>53,8</i>	<i>1102,0</i>	<i>132,0</i>	<i>40,0</i>	<i>24,0</i>	<i>27,0</i>	<i>0,0</i>	<i>0,0</i>
<i>Mittelwert</i>	<i>16,2</i>	<i>353,6</i>	<i>64,2</i>	<i>22,0</i>	<i>13,6</i>	<i>10,8</i>	<i>0,0</i>	<i>0,0</i>
<i>Median</i>	<i>14,2</i>	<i>308,0</i>	<i>66,0</i>	<i>22,0</i>	<i>12,5</i>	<i>9,5</i>	<i>0,0</i>	<i>0,0</i>

**Zwischenabfluss** fand im Untersuchungszeitraum nur im geringen Umfang statt. So flossen in der gut zweijährigen Messperiode an der Messstelle ZA1 kein Zwischenabfluss, an ZA2 nur rund 170 l/m Dränvliesbreite, an ZA3 ca. 740 l/m und an ZA4 ca. 190 l/m ab (KLEIN et al. 2001, Tab. 39). Bezieht man die Abflüsse auf den insgesamt 86 m langen Hangabschnitt, dann resultieren daraus Abflusshöhen von 0, ca. 2, ca. 9 und ca. 2 mm für die Messstellen ZA1, ZA2, ZA3 bzw. ZA4.

Die Zwischenabflusshöhe lag im Mittel aller 4 Messstellen mit ca. 3 – 4 mm deutlich unter der erfassten Oberflächenabflusshöhe von knapp 10 mm. Dieses Ergebnis ist insofern bemerkenswert, weil auf Grund der überdurchschnittlich hohen Niederschläge auf den staunassen Böden der Versuchsfläche ideale Bedingungen für die Zwischenabflussbildung vorlagen, insbesondere in den Wintermonaten 1998, in denen die Situation für die Bildung von Zwischenabfluss wegen der wassergesättigten Böden extrem günstig waren.

Vor diesem Hintergrund kann die Schlussfolgerung gezogen werden, dass auf dem Versuchsstandort der Zwischenabfluss auf Grund deutlich geringerer Abflusshöhen im Vergleich zum Oberflächenabfluss von nachrangiger Bedeutung für das Abflussgeschehen ist. Allerdings ist zu beachten, dass die Ergebnisse nicht unbedingt repräsentativ für den gesamten Hang sein müssen, weil sie kleinräumigen Standorteinflüssen unterliegen, wie die stark divergierenden Ergebnisse der einzelnen Messstellen belegen.

Diese Einschätzung kann auch bei der Betrachtung der besonders niederschlagsreichen Periode vom September 1998 bis Februar 1999 aufrechterhalten werden. Würde der Standort zur Bildung von ausgeprägtem Zwischenabfluss neigen, dann wäre gerade in der besonders niederschlagsreichen Periode zwischen September 1998 und Februar 1999 von einer deutlich überproportionalen Zwischenabflussbildung auszugehen. Im Gegensatz zur Erwartung stellte sich die Zwischenabflussresultate wie folgt dar: In dieser Periode, die ungefähr ein Fünftel der gesamten Untersuchungszeit umfasste, wurde nur an ZA2 mit 35 % des gesamten erfassten Zwischenabflusses überproportional viel Abfluss registriert, an ZA3 floss mit 13 % unterproportional und an ZA4 mit rund 20 % zeitproportional Zwischenabfluss ab. Die genannten Daten beziehen sich auf die Messergebnisse zwischen dem 8. September 1998 und dem 8. März 1999. Die vorstehende Betrachtung bestätigt somit die oben dargelegte Aussage, dass auf dem Versuchsstandort kein besonders stark ausgeprägter Zwischenabfluss zu erwarten ist.

Weiterhin verdeutlicht die große Heterogenität zwischen den Ergebnissen der Wiederholungen ZA1 und ZA2 sowie ZA3 und ZA4, wie schwierig eine repräsentative Erfassung von Zwischenabfluss ist. Diese Heterogenität erschwert die Übertragung der punktuellen Messergebnisse auf die Fläche.

**Bodenabtrag** mit dem Oberflächenabfluss von den Parzellen ohne Filterstreifen wurde in den Messperioden im Umfang von knapp 2,8 t/ha ermittelt (Tab. 5-25). Die vergleichsweise geringe Abtragssumme wurde durch die geringen Oberflächenabflüsse in Verbindung mit niedrigen Sedimentkonzentrationen bedingt. So lagen die Sedimentkonzentrationen zumeist deutlich unter 30 g/l, in vielen Fällen wurden Konzentrationen zwischen 10 bis maximal 20 g/l ermittelt, zum Teil auch deutlich unter 10 g/l. Die maximale Sedimentkonzentration von 75 g/l wurde am 07.06.1997 (1) gemessen.

In Tab. 5-26 sind die **Austräge von PSM-Wirkstoffen** mit dem Oberflächenabfluss aufgeführt. Im Untersuchungszeitraum wurden insgesamt 1,19 g/m<sup>2</sup> Metolachlor, 0,76 g/m<sup>2</sup> Terbutylazin und 0,60 g/m<sup>2</sup> Pendimethalin von den Parzellen ohne Filterstreifen abgeschwemmt. Das entsprach im Mittel der drei Anwendungsperioden einem relativen Wirkstoffaustrag von 0,28, 0,37 bzw. 0,21 % der applizierten Wirkstoffmengen.



**Tab. 5-25: Oberflächenabfluss, mittlere Sedimentkonzentration und Bodenabtrag von den Parzellen ohne Filterstreifen und Filterstreifeneinträge (SCHMELMER & SKOWRONEK 2000)**

Ereignis	Parzelle mit automatischem Probennehmer		Parzelle mit Sammelgefäß		Filterstreifeneintrag = Bodenabtrag	
	Abfluss mm	mittlere Sedimentkonzentration g/l	Abfluss mm	mittlere Sedimentkonzentration g/l	Abfluss mm	Bodeneintrag t/ha
14.06.97	0,68	19-30	*	*	0,68	0,13-0,20
21.06.97	0,13	21	*	*	0,13	0,020
07.06.98 (1)	1,30	36	*	*	1,30	0,470
07.06.98 (2)	5,20	36**	*	*	5,20	1,870
12.06.98	0,15	3,4	*	*	0,15	0,005
02.06.99	0,33	14,1	0,48	*	0,41	0,060
05.06.99	0,19	2,8	0,18	4,2	0,19	0,007
06.06.99	0,46	13,3	0,64	13,4	0,55	0,070
05.07.99	1,00	12,8	0,80	10,0	0,90	0,100
<b>Summe</b>					<b>9,51</b>	<b>2,772</b>

\* nicht bestimmt

\*\* Es war keine Messung möglich, weil der automatische Probennehmer durch ein vorausgegangenes Ereignis noch belegt war. Da die Abflussganglinie des 2. Ereignisses am 07.06.98 weitgehend den gleichen Verlauf aufwies wie das 1. Ereignis, wurde von den Autoren als einfache Näherung die gleiche Sedimentkonzentration unterstellt.

Bei den stärker in gelöster Form ausgetragenen Wirkstoffen Metolachlor und Terbutylazin wurden allein rund 70 % des Gesamtaustrages durch die beiden Ereignisse am 07.06.98 bedingt; das vorwiegend partikulär transportierte Pendimethalin wurde zu knapp 90 % durch dieses Ereignis ausgetragen. Dieses Ergebnis verdeutlicht die große Bedeutung einzelner Ereignisse für das gesamte Austragsgeschehen.

**Tab. 5-26: PSM-Wirkstoffausträge von den Parzellen ohne Filterstreifen über den Oberflächenabflusspfad durch natürliche Niederschläge**

Ereignis	Tage nach Applikation	Metolachlor		Terbuthylazin		Pendimethalin	
		gelöst $\mu\text{g}/\text{m}^2$	partikulär $\mu\text{g}/\text{m}^2$	gelöst $\mu\text{g}/\text{m}^2$	partikulär $\mu\text{g}/\text{m}^2$	gelöst $\mu\text{g}/\text{m}^2$	partikulär $\mu\text{g}/\text{m}^2$
14.06.1997	26	2,84	0,24	0,68	0,37	1,00	0,79
21.06.1997	33	4,76	0,36	6,65	0,16	0,38	1,65
<i>Summe 1997</i>		<i>7,60</i>	<i>0,60</i>	<i>7,33</i>	<i>0,53</i>	<i>1,38</i>	<i>2,44</i>
<i>Summe gel. + part.</i>		<i>8,20</i>		<i>7,86</i>		<i>3,82</i>	
<i>rel. Austrag in % der applizierten Wirkstoffmengen</i>		<i>0,005</i>		<i>0,01</i>		<i>0,004</i>	
07.06.1998	13	625,00	114,00	463,00	125,00	35,50	486,00
12.06.1998	18	5,87	0,12	4,41	0,12	0,23	0,46
<i>Summe 1998</i>		<i>630,87</i>	<i>114,12</i>	<i>467,41</i>	<i>125,12</i>	<i>35,73</i>	<i>486,46</i>
<i>Summe gel. + part.</i>		<i>744,99</i>		<i>592,53</i>		<i>522,19</i>	
<i>rel. Austrag in % der applizierten Wirkstoffmengen</i>		<i>0,564</i>		<i>0,835</i>		<i>0,556</i>	
02.06.1999	9	260,00	11,20	79,20	6,40	4,00	27,40
05.06.1999	12	8,85	0,37	4,76	0,26	0,62	2,24
06.06.1999	13	59,50	4,02	26,20	2,63	2,18	16,30
05.07.1999	42	87,90	3,93	39,60	2,12	4,64	12,40
<i>Summe 1999</i>		<i>147,40</i>	<i>7,95</i>	<i>65,80</i>	<i>4,75</i>	<i>6,82</i>	<i>28,70</i>
<i>Summe gel. + part.</i>		<i>155,35</i>		<i>70,55</i>		<i>35,52</i>	
<i>rel. Austrag in % der applizierten Wirkstoffmengen</i>		<i>0,107</i>		<i>0,114</i>		<i>0,039</i>	
1997-1999	<i>Summe</i>	<i>1054,72</i>	<i>134,24</i>	<i>624,50</i>	<i>137,06</i>	<i>48,55</i>	<i>547,24</i>
	<i>rel. Anteil (%) am Gesamtaustrag</i>	<i>88,7</i>	<i>11,3</i>	<i>82,0</i>	<i>18,0</i>	<i>8,2</i>	<i>91,8</i>
	<i>Summe gel. + part.</i>	<i>1188,96</i>		<i>761,56</i>		<i>595,79</i>	
	<i>rel. Austrag % der appl. Wirkstoffmengen</i>	<i>0,28</i>		<i>0,37</i>		<i>0,21</i>	

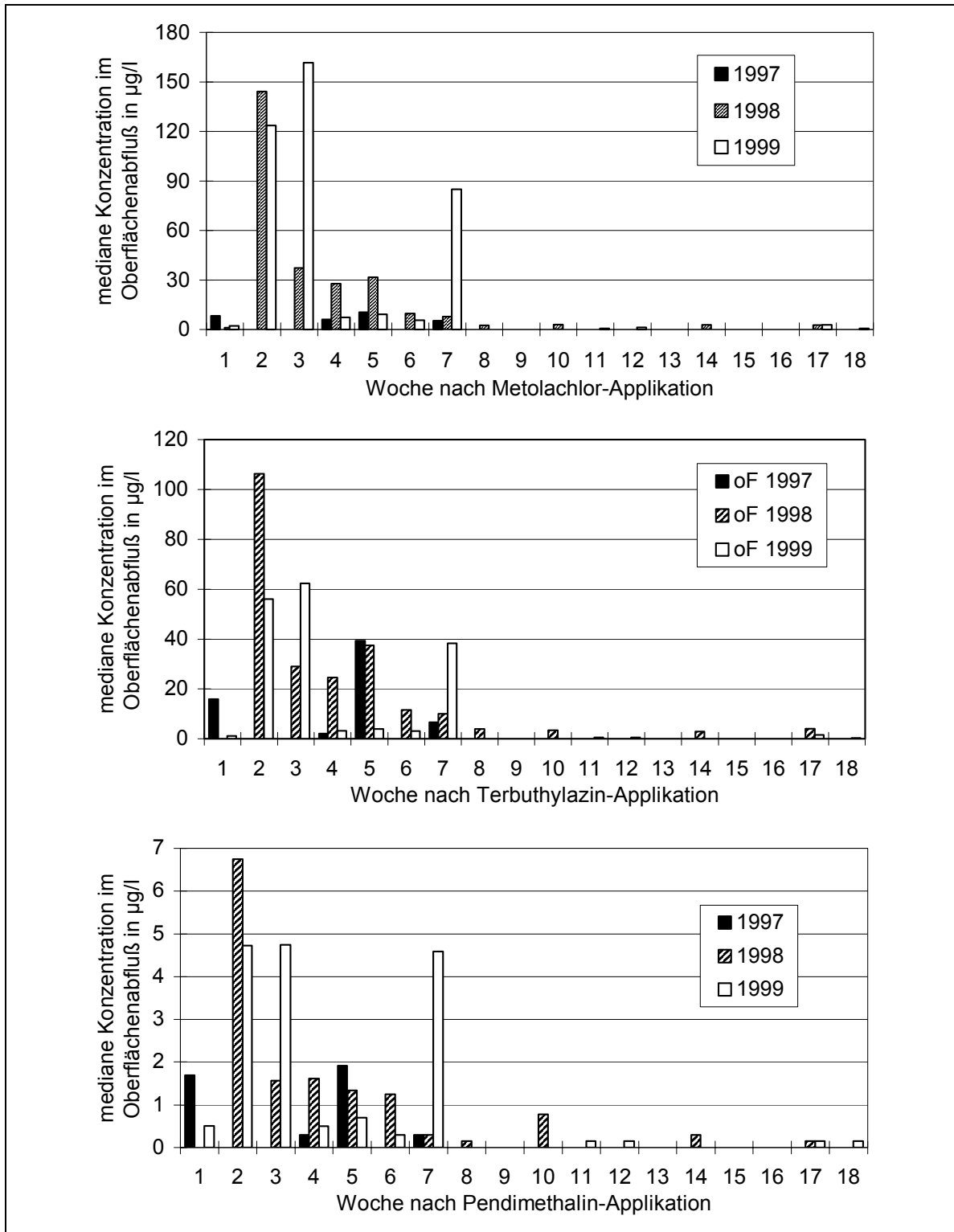
Die **gelösten Wirkstoffkonzentrationen** im Oberflächenabfluss zeigten entsprechend der Stoffeigenschaften typische Unterschiede auf. So wurden die gut wasserlöslichen Wirkstoffe Metolachlor und Terbuthylazin in deutlich höheren Konzentrationen detektiert als der stark sorbierte Wirkstoff Pendimethalin.

Weiterhin spiegelte sich der Wirkstoffabbau deutlich in den erfassten Konzentrationen der gelösten Wirkstoffe wider; mit zunehmender Zeitspanne nach der Applikation nahmen die Wirkstoffkonzentrationen ab. In Abb. 5-36 sind die medianen Wirkstoffkonzentrationen in

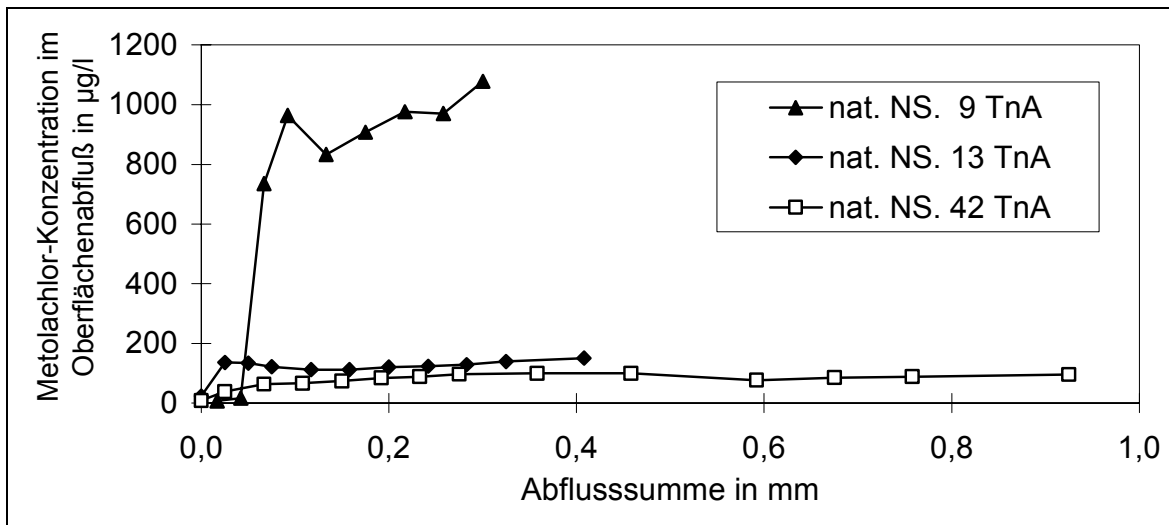
Abhängigkeit von der Zeitspanne nach der Wirkstoffanwendung eingetragen: Ab der 19. Woche nach der Wirkstoffanwendung waren alle drei Wirkstoffe nicht mehr nachweisbar.

Metolachlor wurde in gelöster Form zumeist in Konzentrationen unter 30 µg/l gemessen, während als maximale Konzentration 1.078 µg/l detektiert wurde (Abb. 5-37). Die maximale Terbutylazinkonzentration wurde mit 326 µg/l ermittelt. Pendimethalin wies entsprechend seiner physiko-chemischen Eigenschaften deutlich geringere gelöste Konzentrationen auf; als maximale Konzentration wurde 16,3 µg/l analysiert (KLEIN et al. 2001, Tab. 35).

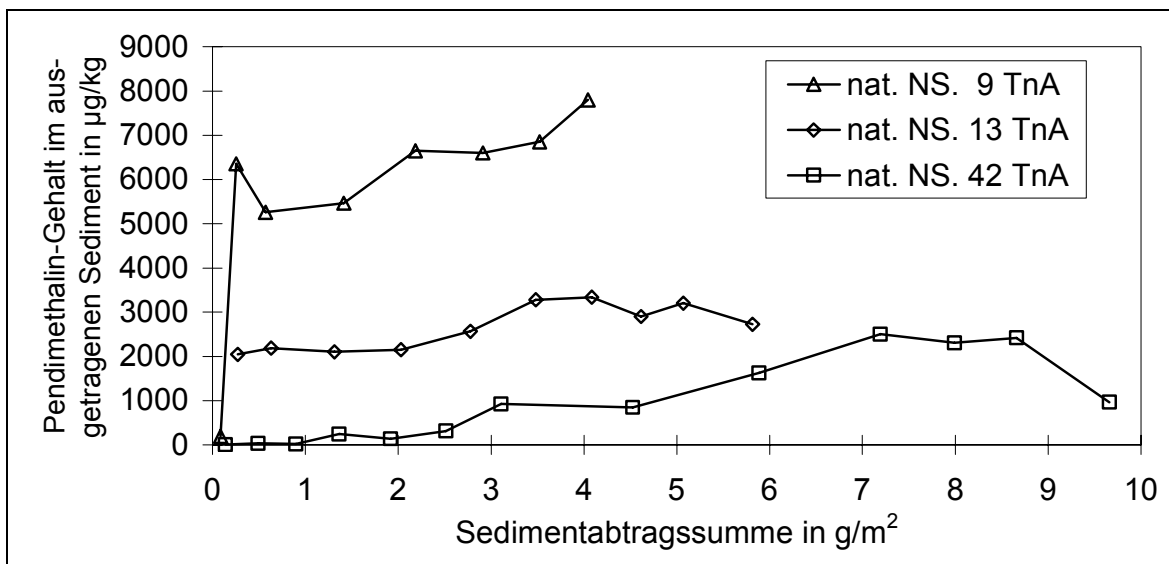
Die maximalen **partikulären Wirkstoffgehalte** waren mit 2.968 µg/kg Metolachlor, 1.981 µg/kg Terbutylazin und 7.800 µg/kg Pendimethalin (Abb. 5-38) deutlich höher als die gelösten Konzentrationen (KLEIN et al. 2001). Die vorgenannten sehr hohen partikulären Konzentrationen wurden 9 Tage nach der Applikation von Stentan am 02.06.1999 gemessen.



**Abb. 5-36: Mediane gelöste Wirkstoffkonzentrationen im Oberflächenabfluss der Parzelle ohne Filterstreifen in der 1. bis 18. Woche nach den Applikationen des Maisherbizides Stentan am 19.05.1997, 25.05.1998 und 24.05.1999 (keine Säulen: kein Abfluss in der jeweiligen Woche) (Klein et al. 2001)**



**Abb. 5-37: Gelöste Metolachlorkonzentrationen im Oberflächenabfluß der Parzelle ohne Filterstreifen während drei natürlicher Niederschlagsereignisse im Jahr 1999 (PSM-Applikation am 24.05.1999) (KLEIN et al. 2001) (TnA = Tage nach Applikation)**



**Abb. 5-38: Partikuläre Pendimethalinkonzentrationen im Oberflächenabfluß der Parzelle ohne Filterstreifen während drei natürlicher Niederschlagsereignisse im Jahr 1999 (PSM-Applikation am 24.05.1999) (KLEIN et al. 2001) (TnA = Tage nach Applikation)**

Tab. 5-27 führt die **Nährstoffausträge** über den Oberflächenabflusspfad auf. So wurden insgesamt  $1.350 \text{ mg/m}^2$  (=  $13,5 \text{ kg/ha}$ ) Stickstoff lateral ausgeschwemmt,  $402 \text{ mg/m}^2$  Phosphor,  $182 \text{ mg/m}^2$  Schwefel und  $4.477 \text{ mg/m}^2$  Kohlenstoff. Die gelösten Nährstoffkonzentrationen im Oberflächenabfluß stellten sich wie folgt dar (Die angegebenen Werte nach KLEIN et al. 2001, S. 76ff., stehen für die überwiegend angetroffenen mittleren Stoffkonzentrationen):

- $\text{NH}_4\text{-N}$ : 1 bis 3 mg/l, maximal bis gut 6,5 mg/l
- $\text{NO}_3\text{-N}$ : 20 bis 50 mg/l, maximal 156 mg/l
- $\text{N}_{\text{part}}$ : 0,2 bis 0,3 mg/l, maximal 0,9 mg/l
- $\text{PO}_4\text{-P}$ : 0,1 bis 0,3 mg/l, maximal 0,85 mg/l
- $\text{P}_{\text{part}}$ : 1,5 bis 2 mg/l, maximal 3 mg/l
- $\text{SO}_4\text{-S}$ : 3 bis 9 mg/l, maximal 15 mg/l
- $\text{S}_{\text{part}}$ : 0,35 bis 0,4 mg/l, maximal 0,6 mg/l
- DOC: 5 bis 15 mg/l, maximal rund 50 mg/l
- $\text{C}_{\text{part}}$ : 2 bis 2,5 % im Sediment, maximal 5 %

**Tab. 5-27: Nährstoffausträge mit dem Oberflächenabfluss von Parzellen ohne Grasfilter in den Messperioden 1997 bis 1999**

Elemente	gelöst mg/m <sup>2</sup>	partikulär mg/m <sup>2</sup>	gesamt mg/m <sup>2</sup>
<b>Stickstoff</b>	851,7	498,0	1.349,7
<b>Phosphor</b>	2,9	399,0	401,9
<b>Schwefel</b>	88,3	94,0	182,4
<b>Kohlenstoff</b>	162,9	4.314,0	4.476,9

Die **Stoffausträge über den Zwischenabfluss** waren insgesamt sehr gering. Von den applizierten **Pflanzenschutzmitteln** wurden mit dem Zwischenabfluss maximal 0,02 % ausgetragen (Tab. 5-28). Im Vergleich zum Oberflächenabfluss waren die Wirkstofffrachten mit dem Zwischenabfluss von nachrangiger Bedeutung. So wurden rund 93 % des Metolachlors, 95 % des Terbutylazins und nahezu 100 % des Pendimethalins mit dem Oberflächenabfluss ausgeschwemmt. Auch die **Nährstoffausträge** mit dem Zwischenabfluss waren im Vergleich zu Oberflächenabfluss unbedeutend (Tab. 5-29). Die Elemente N, P, S und C wurden zu 90 bis nahezu 100 % mit dem Oberflächenabfluss ausgetragen. Die Ergebnisse zum Stoffaustrag mit dem Oberflächenabfluss können Tab. 5-26 und Tab. 5-27 entnommen werden.

**Tab. 5-28: PSM-Wirkstoffausträge mit dem Zwischenabfluss ohne Grasfilter (Messstelle ZA2) in den Messperioden 1997 bis 1999**

Jahr	Metolachlor µg/m <sup>2</sup>	Terbutylazin µg/m <sup>2</sup>	Pendimethalin µg/m <sup>2</sup>	Chlortoluron µg/m <sup>2</sup>
<b>1997</b>	n.b.	0,17	0,04	4,00
<b>1998</b>	4,79	4,86	0,21	–
<b>1999</b>	90,1	31,7	1,41	–
Summe	94,89	36,73	1,66	4,00
rel. Austrag in % der appl. Wirkstoffmengen	0,022	0,018	< 0,001	0,002

**Tab. 5-29: Nährstoffausträge mit dem Zwischenabfluss ohne Grasfilter (Messstelle ZA2) in den Messperioden 1997 bis 1999**

Elemente	gelöst mg/m <sup>2</sup>	partikulär mg/m <sup>2</sup>	gesamt mg/m <sup>2</sup>
Stickstoff	55,9	0,0	55,9
Phosphor	0,4	0,0	0,4
Schwefel	25,0	0,0	25,0
Kohlenstoff	34,8	0,0	34,8

Neben den Stofffrachten sind auch die **Stoffgehalte im Zwischenabfluss** von Interesse. Bei der Betrachtung einzelner Abflussereignisse stellten KLEIN et al. (2001) fest, dass die PSM-Wirkstoffkonzentrationen im Oberflächen- und Zwischenabfluss weitgehend auf vergleichbarem Niveau lagen (Tab. 5-30). Die höchsten je gemessenen Wirkstoffkonzentrationen mit Werten bis zu 773 µg/l Metolachlor, 271 µg/l Terbutylazin und 11,5 µg/l Pendimethalin wurden im Zwischenabfluss 9 Tage nach der Wirkstoffapplikation im Jahr 1999 ermittelt; dabei waren die Konzentrationen auch im Oberflächenabfluss nahezu gleich hoch. Diese Beobachtung deuten KLEIN et al. (2001) als Hinweis darauf, dass der Zwischenabfluss durch Oberflächenabfluss gespeist wird, der durch Makroporen schnell und weitgehend ungefiltert in die Zwischenabflusszone gelangt.

Diese Vermutung wird durch die Betrachtung der Nährstoffkonzentrationen relativiert; bei den Nährstoffen sind die PO<sub>4</sub>-P- und NH<sub>4</sub>-N-Konzentrationen im Zwischenabfluss im Vergleich zum Oberflächenabfluss tendenziell niedriger, dagegen sind die NO<sub>3</sub>-N-Konzentrationen tendenziell erhöht (Tab. 5-30). Dieses Ergebnis spricht für eine gewisse Bedeutung des Matrixporenflusses für die Speisung des Zwischenabflusses, denn PO<sub>4</sub>-P und NH<sub>4</sub>-N werden in der Matrix festgelegt, wohingegen NO<sub>3</sub>-N mit dem Wasserfluss aus der Matrix ausgewaschen wird. Zusammenfassend bleibt festzuhalten, dass anhand der Ergebnisse zu den PSM-Wirkstoff- und Nährstoffkonzentrationen keine eindeutige Aussage zur Bedeutung des Makroporenflusses für die Speisung des Zwischenabflusses getroffen werden kann.

Der **Oberflächenabfluss** wurde durch die Filterstreifen (Ackerrandstreifen und Grasfilterstreifen) effektiv reduziert. So wurden zumeist Retentionsleistungen von 70 – 80 % des an der Oberfläche ankommenden Wassers ermittelt (SCHMELMER & SKOWRONEK 2000). Exemplarisch wird das unterschiedliche Abflussverhalten an der Entwicklung des Oberflächenabflusses am 14.06.1997 beschrieben (Abb. 5-39). Von der Parzelle ohne Grasfilterstreifen flossen 0,68 mm an der Oberfläche ab, von der Parzelle mit Ackerrandstreifen 0,15 mm und von der Parzelle mit 12 m langem Grasfilterstreifen 0,10 mm (Angaben im Mittel jeweils beider Wiederholungen). Folglich betrug die Abflussretention am 14.06.1997

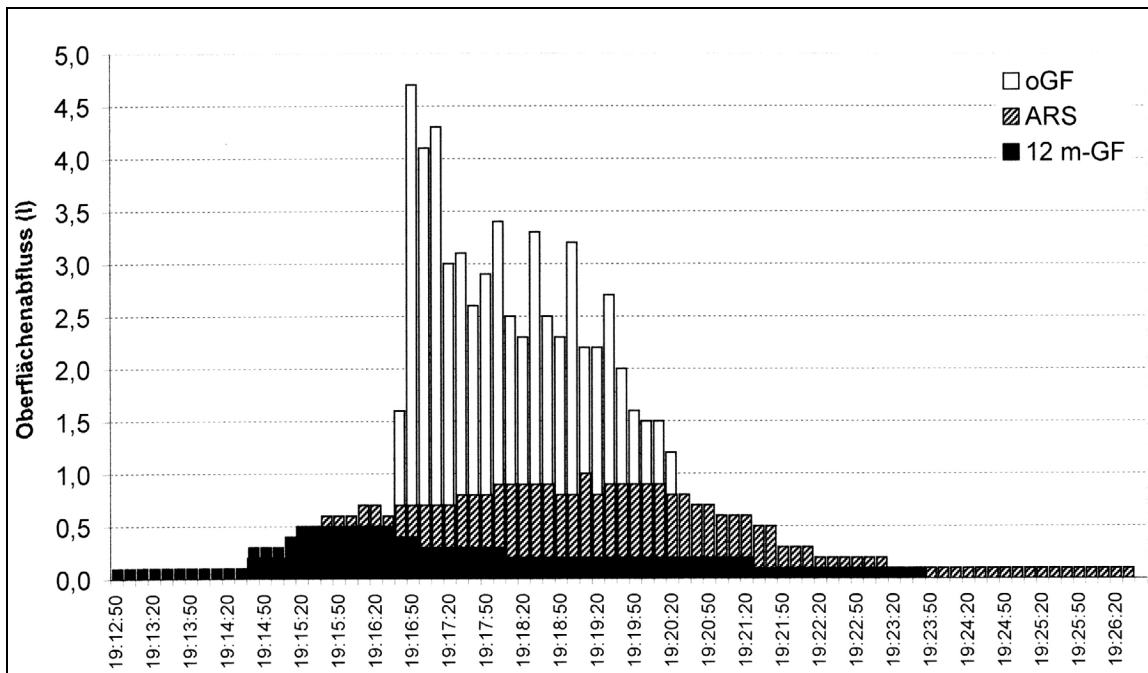
für die Parzelle mit Ackerrandstreifen rund 78 % und für die Parzellen mit 12 m langem Grasfilterstreifen rund 85 %.

**Tab. 5-30: Stoffkonzentrationen im Oberflächen- und Zwischenabfluss ausgewählter Ereignisse (KLEIN et al. 2001)**

Ereignis	Stoff	Einheit	ohne Filterstreifen		12 m Filterstreifen		
			Qo	ZA2	Qo	ZA3	ZA4
07.06.98/ 08.06.98	PO <sub>4</sub> -P	mg/l	0,236	0,202	0,589	0,202	0,322
	NH <sub>4</sub> -N	mg/l	6,24	0,665	3,56	0,074	n.n.
	NO <sub>3</sub> -N	mg/l	92,3	147	15,7	53,6	24,1
	Met.	µg/l	148	n.n.	41,6	17,3	21,0
	Ter.	µg/l	110	n.n.	28,3	9,86	12,2
	Pend.	µg/l	6,73	n.n.	3,01	n.n.	n.n.
12.06.98/ 14.06.98	PO <sub>4</sub> -P	mg/l	0,512	0,295	kein Abfluss	kein Abfluss	0,302
	NH <sub>4</sub> -N	mg/l	0,514	0,178			0,178
	NO <sub>3</sub> -N	mg/l	18,6	215			12,1
	Met.	µg/l	22,3	43,2			4,61
	Ter.	µg/l	19,3	25,3			4,17
	Pend.	µg/l	1,31	1,22			n.n.
02.06.99	PO <sub>4</sub> -P	mg/l	0,228	0,160	n.u.	0,230	0,340
	NH <sub>4</sub> -N	mg/l	5,68	2,93		n.n.	0,110
	NO <sub>3</sub> -N	mg/l	171	198		6,11	202
	Met.	µg/l	721	773		5,77	449
	Ter.	µg/l	220	271		1,63	132
	Pend.	µg/l	11,2	11,5		n.n.	5,46
05.06.99	PO <sub>4</sub> -P	mg/l	0,225	kein Abfluss	n.u.	0,190	kein Abfluss
	NH <sub>4</sub> -N	mg/l	1,55			0,050	
	NO <sub>3</sub> -N	mg/l	15,4			13,1	
	Met.	µg/l	56,5			11,3	
	Ter.	µg/l	28,9			5,16	
	Pend.	µg/l	3,34			n.n.	
06.06.99/ 09.06.99	PO <sub>4</sub> -P	mg/l	0,223	0,150	kein Abfluss	0,220	kein Abfluss
	NH <sub>4</sub> -N	mg/l	2,98	0,390		1,10	
	NO <sub>3</sub> -N	mg/l	50,3	37,8		67,4	
	Met.	µg/l	119	56,4		155	
	Ter.	µg/l	51,9	21,9		76,3	
	Pend.	µg/l	4,31	n.n.		1,14	

Qo = Oberflächenabfluss; Met = Metamitron; Ter = Terbutylazin; Pend = Pendimethalin





**Abb. 5-39: Oberflächenabfluss am 14.06.1997 auf der Parzelle ohne Grasfilterstreifen (oGF), mit Ackerrandstreifen (ARS) und mit 12 m langen Grasfilterstreifen (12 m-GF) (SCHMELMER & SKOWRONEK 2000)**

#### 5.4.3.2 Ergebnisse der Parzellen mit Filterstreifen bei natürlichen Niederschlägen

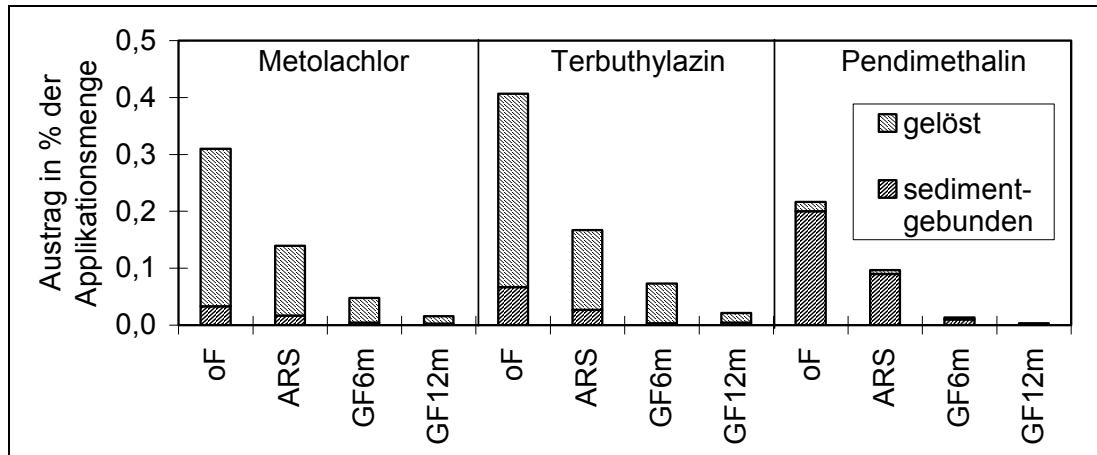
Über das Ereignis am 14.06.1997 hinaus war die Abflussretention in den Grasfilterstreifen durchweg höher als im Ackerrandstreifen. Dieser Unterschied wird wahrscheinlich auf die etwas geringere Bodenbedeckung und die tendenziell geringere Infiltrationskapazität im Ackerrandstreifen zurückzuführen sein. Zwischen den 6 m und 12 m langen Grasfilterstreifen war im Mittel aller Ereignisse keine Verbesserung der Retentionswirkung festzustellen.

Auf den **Zwischenabfluss** hatte der 12 m lange Grasfilterstreifen keinen eindeutigen Einfluss. An der Messstelle ZA3 wurde der höchste Zwischenabfluss mit ca. 9 mm ermittelt, an der Messstelle ZA4 jedoch nur ca. 2 mm; beide Messstellen wiesen ein 12 m langen Grasfilterstreifen auf. Im Vergleich zum Zwischenabfluss ohne Grasfilterstreifen, der bei 0 mm (ZA1) bzw. 2 mm (ZA2) lag, konnte damit keine eindeutige Steigerung des Zwischenabflusses nachgewiesen werden. Tendenziell wäre eine erhöhte Zwischenabflussbildung auf den Parzellen mit Grasfilterstreifen zu erwarten gewesen, da der Zwischenabfluss unter dem Grasfilterstreifen zusätzlich durch die Infiltration von Oberflächenabfluss gespeist wurde. Als Hinweis kann der erhöhte Zwischenabfluss an ZA3 angesehen werden. Aufgrund der Heterogenität der Ergebnisse sind Übertragungen auf die Fläche jedoch nicht möglich.

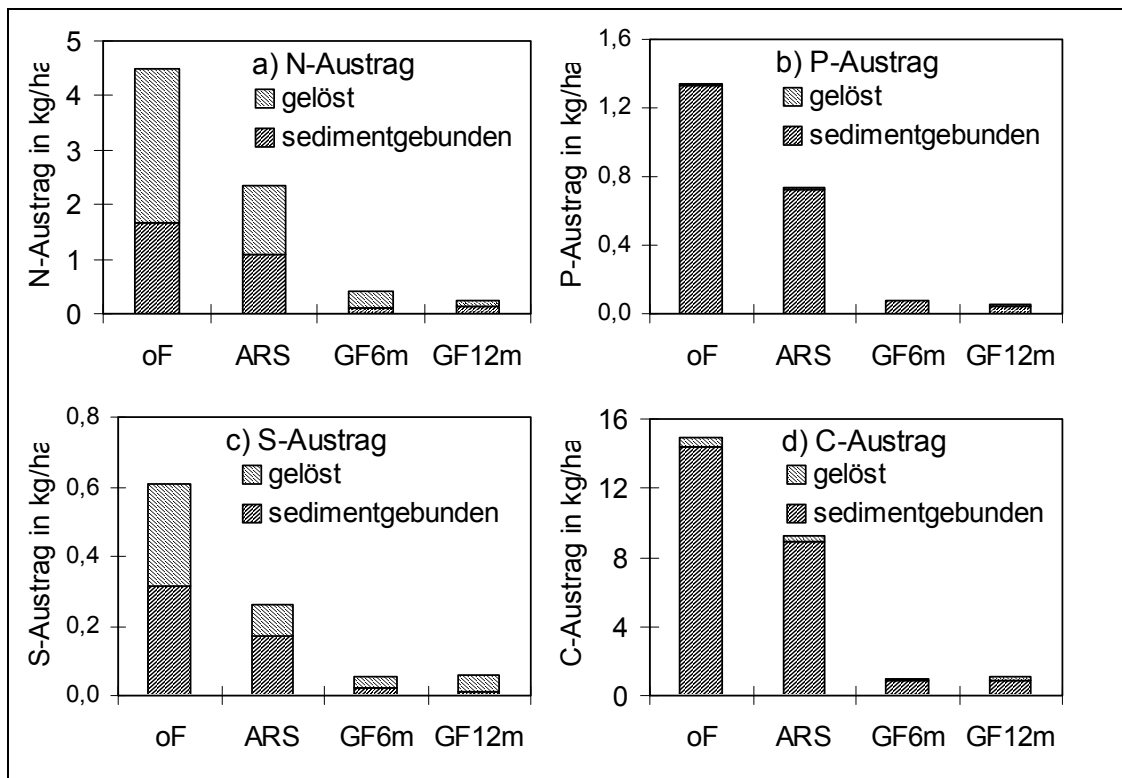
Der **Sedimenteintrag mit dem Oberflächenabfluss** in die Filterstreifen wurde durchschnittlich um 90 bis 100 % reduziert. Dabei wurde eine bevorzugte Filterung der größeren Sedimentanteile beobachtet, wohingegen die Ton- und Humusfraktion im deutlich geringeren Umfang herausgefiltert wurde. Diese selektive Filterung ist grundsätzlich für den Stoffrückhalt von Bedeutung, da mit den Feinpartikeln der partikuläre Stoffaustrag einhergeht. Bei den erfassten Abfluss- und Abtragsereignissen hatte die selektive Filterleistung jedoch keinen nennenswerten Einfluss auf die Stoffausträge, weil die Reduzierung des Oberflächenabflusses den möglichen Einfluss der selektiven Anreicherung von Feinpartikeln in der Abflusssuspension überprägte (siehe unten).

Die Filterstreifen bewirkten eine deutliche Reduzierung der gelösten und partikulären **PSM-Wirkstoffkonzentrationen** im Oberflächenabfluss. Im Gegensatz dazu wurden die **Nährstoffkonzentrationen** durch die Filterstreifen unterschiedlich beeinflusst. Die Lösungskonzentrationen von  $\text{NH}_4\text{-N}$  und  $\text{NO}_3\text{-N}$  waren im Oberflächenabfluss der Parzellen mit Filterstreifen tendenziell niedriger als in der Parzelle ohne Filterstreifen. Die  $\text{SO}_4\text{-S}$ -Konzentrationen verhielten sich uneinheitlich: Einerseits waren die Konzentrationen nach der Passage der Filterstreifen in einzelnen Monaten reduziert, andererseits waren sie in anderen Monaten deutlich erhöht.  $\text{PO}_4\text{-P}$  und DOC wurden nach der Passage von Filterstreifen tendenziell in höheren Konzentrationen angetroffen. Alle partikulären Nährstoffgehalte waren auf den Parzellen mit Filterstreifen zumeist höher als auf den Parzellen ohne Filterstreifen.

Die Filterleistung gegenüber **PSM-Wirkstoff- und Nährstoffausträgen mit dem Oberflächenabfluss** war bei deutlich geringerem Oberflächenabfluss und noch stärker reduzierten Sedimentgehalten sehr hoch und lag bei rund 80 % der ermittelten Stoffeinträge (Abb. 5-40, Abb. 5-41). Die selektive Anreicherung von Ton- und Humuspartikeln in der Abflusssuspension wog die deutliche Abflussreduzierung nicht auf. Die Filterleistung nahm in der Reihenfolge Ackerrandstreifen < 6 m langer Grasfilterstreifen < 12 m langer Grasfilterstreifen zu.



**Abb. 5-40:** Austräge in gelöster und partikulärer Form (in % der Applikationsmenge der drei Versuchsjahre) der PSM-Wirkstoffe Metolachlor, Terbuthylazin und Pendimethalin in den Oberflächenabflusssuspensionen der verschiedenen Filterstreifenvarianten infolge natürlicher Niederschläge (oF = ohne Filterstreifen, ARS = Ackerlandstreifen, GF6m = mit 6 m Grasfilterstreifen, GF12m = mit 12 m Grasfilterstreifen) (KLEIN et al. 2001)



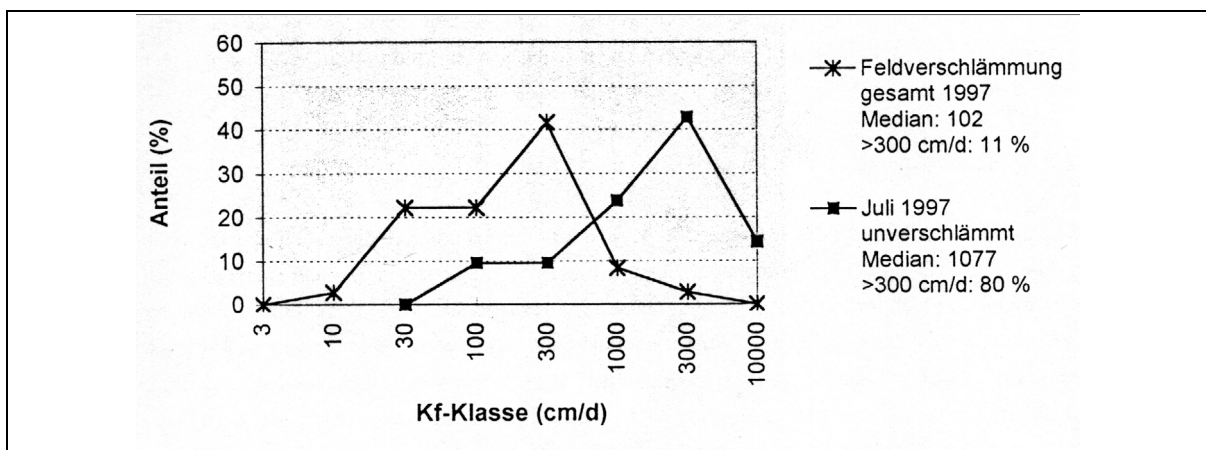
**Abb. 5-41:** Austräge (in kg/ha Ackerfläche) der gelösten und sedimentgebundenen Nährstoffe N, P und S sowie C in den Oberflächenabflusssuspensionen der Varianten ohne Filterstreifen (oF), mit Ackerlandstreifen (ARS), mit 6 m Grasfilterstreifen (GF6m) und mit 12 m Grasfilterstreifen (GF12m) infolge natürlicher Niederschläge beim Maisanbau (1997 - 1999) (KLEIN et al. 2001)

### 5.4.3.3 Ergebnisse der ergänzenden Untersuchungen

Um den Einfluss des Bodengefüges im jahreszeitlichen Verlauf auf die Prozesse der Bodenerosion beurteilen zu können, führten SCHMELMER & SKOWRONEK (2000) Untersuchungen zur Aggregatgrößenverteilung, Porengrößenverteilung, Trockenrohdichte und gesättigten Wasserleitfähigkeit durch. Während die Parameter Aggregatgrößenverteilung, Porengrößenverteilung und Trockenrohdichte kaum eine saisonale Dynamik erkennen ließen, zeigte die gesättigte Wasserleitfähigkeit saisonale Unterschiede.

Im Frühjahr war die gesättigte Wasserleitfähigkeit sehr hoch; SCHMELMER & SKOWRONEK (2000) folgerten daraus, dass im Frühjahr das Erosionsrisiko als sehr gering einzustufen war, weil sehr hohe Infiltrationskapazitäten der Abflussbildung entgegenwirkten. In den Sommermonaten nahm die gesättigte Wasserleitfähigkeit ab, so dass das Erosionsrisiko tendenziell anstieg. Jedoch waren auch in den Sommermonaten noch hohe gesättigte Wasserleitfähigkeiten (40 – 100 cm/d) zu verzeichnen, so dass noch gute Infiltrationsbedingungen vorlagen.

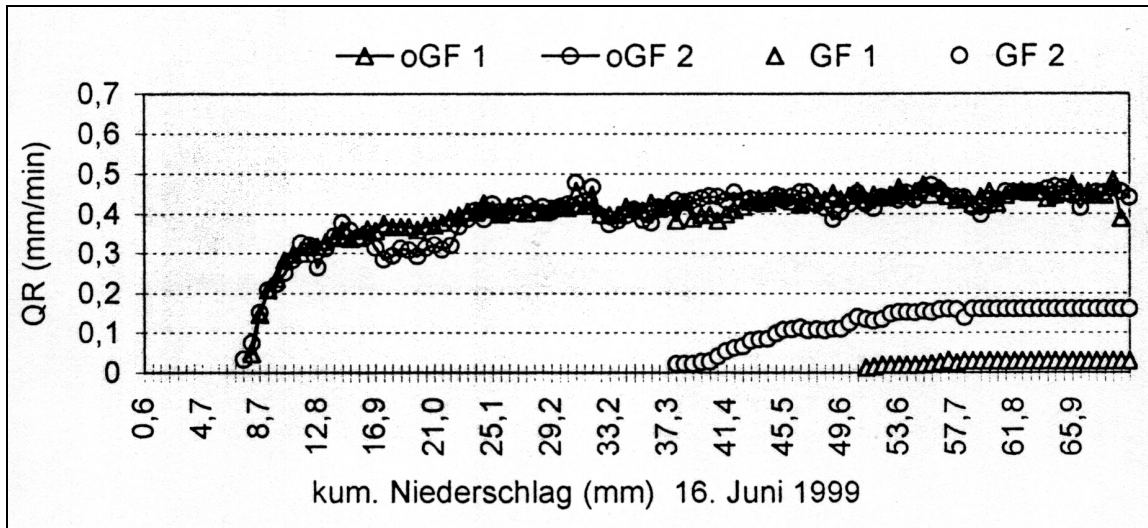
Weiterhin untersucht wurden Verschlammungsschichten hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die gesättigte Wasserleitfähigkeit. Deutlich wurde, dass durch Verschlammungen die Infiltrationskapazität deutlich herabgesetzt wurde. So wiesen 36 verschlammte Proben eine mediane gesättigte Wasserleitfähigkeit von 102 cm/d auf, wohingegen an 21 nicht verschlammten Feldproben eine mediane gesättigte Wasserleitfähigkeit vom 1.077 cm/d nachgewiesen werden konnte (Abb. 5-42). Trotz dieser deutlichen Reduzierung der gesät-



**Abb. 5-42: Anteil der Untersuchungsergebnisse zur gesättigten Wasserleitfähigkeit (Kf-Werte) an unterschiedlichen Kf-Wertklassen nach KA4 (SCHMELMER & SKOWRONEK 2000)**

tigten Wasserleitfähigkeit waren aber selbst die Verschlammungsschichten im Mittel hoch wasserdurchlässig. Die Untersuchungen zur gesättigten Wasserleitfähigkeit machten insgesamt deutlich, dass der Versuchsstandort durch vergleichsweise günstige Infiltrationsbedingungen gekennzeichnet war. Dieses Ergebnis erklärt zum Teil die auffällig niedrigen Oberflächenabflüsse des Versuchsstandortes.

Anhand der Parzellenberegnungen konnte das Ergebnis zur Retention von Oberflächenabfluss durch Filterstreifen, welches bei natürlichen Niederschlagsereignissen beobachtet wurde, zusätzlich untermauert werden (Abb. 5-43). So wurde bei Parzellen mit nachgeschalteten Grasfilterstreifen Oberflächenabfluss erst mit deutlicher zeitlicher Verzögerung erfasst; ebenso waren die Abflussraten stark reduziert.



**Abb. 5-43: Entwicklung der Oberflächenabflussraten während Parzellenberegnungen am Beispiel der Versuche am 16. Juni 1999; 7 m lange Kleinparzellen ohne Grasfilterstreifen (oGF) und mit zusätzlich 3 m langem nachgeschalteten Grasfilterstreifen (GF) (SCHMELMER & SKOWRONEK 2000)**

KLEIN et al. (2001) konnten anhand der Beregnungsversuche den Konzentrationsverlauf von PSM-Wirkstoffen während eines Abflussereignisses detailliert beschreiben (Abb. 5-44). So waren die gelösten Wirkstoffkonzentrationen zu Beginn des Oberflächenabflusses, der nach ca. 14 mm Niederschlag einsetzte, am höchsten und nahmen mit zunehmender Abflussdauer zuerst deutlich und anschließend nur noch geringfügig ab. Diese Entwicklung ist sowohl auf eine Verdünnung durch ansteigende Abflussraten als auch auf eine „Verarmung“ der Bodenoberfläche an Wirkstoffen zurückzuführen.

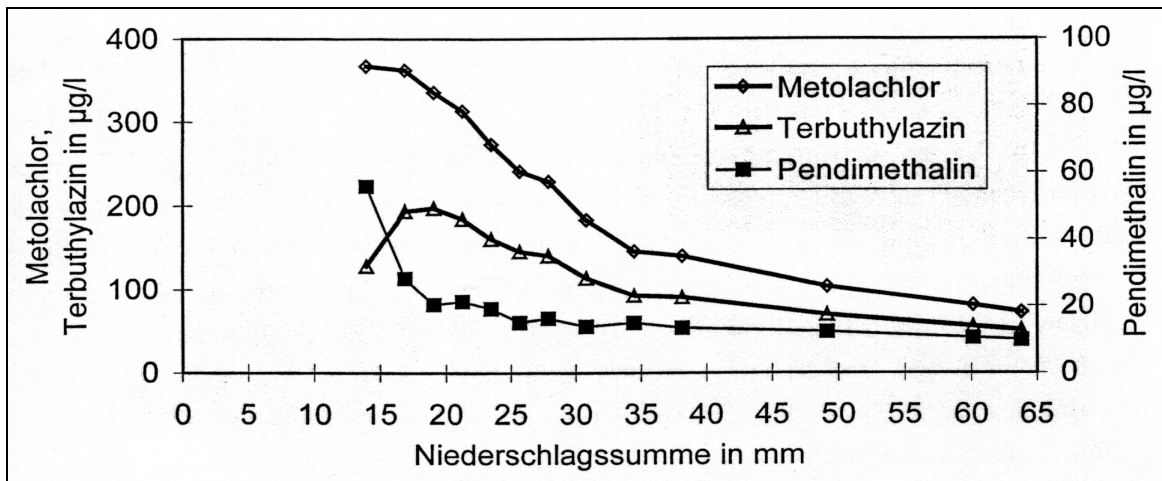


Abb. 5-44: Gelöste PSM-Wirkstoffkonzentrationen im Oberflächenabfluss der Parzelle ohne Filterstreifen bei einer künstlichen Beregnung (65 mm in 90 min) drei Tage nach der Stentan-Applikation (KLEIN et al. 2001)

#### 5.4.4 Zusammenfassung

Nachfolgend werden die wichtigsten Ergebnisse der beiden Untersuchungen zu der Wirksamkeit von Filterstreifen zusammengefasst:

- Im gesamten Untersuchungszeitraum traten **36 erosive Starkregen** innerhalb der Maissaison auf. Während der Versuchsperioden in Maisbeständen wurde **12 Oberflächenabflussereignisse** mit > 0,1 mm ausgelöst. Das größte Ereignis war ein Oberflächenabfluss von rund 5 mm. Insgesamt flossen 9,8 mm an der Oberfläche ab.
- Zur **Bildung von Oberflächenabfluss** war bei unverschlämtem Boden und einem Bodenbedeckungsgrad von ca. 10 % eine Niederschlagssumme von 20 - 30 mm bei einer mittleren Intensität von 20 - 30 mm/h erforderlich. Die maximalen 15- und 30-Minuten-Intensitäten mussten Werte von ca. 50 bzw. 30 mm/h aufweisen.
- Neben der mittleren Intensität wurde auch die **Bedeutung der Verteilung der Intensitäten innerhalb eines Regens** beobachtet. So trat Oberflächenabfluss auch bei Ereignissen mit weniger als 10 mm Niederschlagssumme auf, wenn der Boden oberflächlich durch Vorregen oder in der Startphase des Ereignisses stark durchfeuchtet oder sogar verschlämmt wurde und anschließend eine Phase mit hohen Niederschlagsintensitäten auftrat.
- Kein Oberflächenabfluss wurde in dichten Maisbeständen ab einer Maishöhe von etwa 120 cm beobachtet. Die Ausnahme bildete Sättigungsabfluss, der besonders ab dem Spätsommer beobachtet werden konnte.
- **Zwischenabfluss**: Gemessen an der Niederschlagssumme der gesamten Untersuchungsperiode in Höhe von etwa 3.000 mm liegt der relative Zwischenabflussanteil im Promillebereich. Obwohl durch die deutlich überdurchschnittlichen Niederschlagsmen-

gen die Bedingungen für die Bildung von Zwischenabfluss sehr günstig waren, flossen im Mittel der 4 Messstellen nur rund 3 bis 4 mm Zwischenabfluss ab. Aus den niedrigen Werten kann geschlossen werden, dass vom Zwischenabfluss keine besondere Gefahr für unterliegende Flächen oder Gewässer durch Stoffausträge ausgeht, insbesondere dann nicht, wenn durchschnittliche Niederschlagsbedingungen zur Beurteilung herangezogen werden.

- Die ermittelten **Bodenabträge** waren insgesamt sehr niedrig. Im gesamten Messzeitraum wurden rund 2,8 t/ha Boden mit dem Oberflächenabfluss von der Ackerfläche abgetragen. Die geringen Bodenabträge waren auf die ebenfalls sehr geringen Abflusshöhen zurückzuführen. Wegen der niedrigen Transportkapazität der Abflüsse waren auch die Sedimentkonzentrationen vergleichsweise niedrig. In der Regel wurden **Sedimentkonzentrationen** um 10 bis 20 g/l gemessen, die maximal gemessene Sedimentkonzentration betrug rund 75 g/l. Von den neun erfassten Erosionsereignissen wiesen 5 Ereignisse Bodenabträge < 0,1 t/ha und 4 Ereignisse Bodenabträge  $\geq$  0,1 t/ha auf; maximal wurden durch ein Ereignis 1,9 t Boden/ha abgetragen.
- Die **Retentionsleistung der Grasfilterstreifen** war bei den vergleichsweise schwachen Abfluss- und Erosionsereignissen durchweg sehr hoch. So wurden mittlere Retentionsleistungen in Höhe von 70 bis 80 % des Oberflächenabflusses und 90 bis 100 % des Sedimenteintrages ermittelt. Die **PSM-Wirkstoffkonzentrationen** in der Abflusssuspension nahmen während der Passage der Filterstreifen ab. Bei den **Nährstoffen** waren allerdings sowohl geringere als auch höhere Konzentrationen nach der Passage der Filterstreifen zu beobachten.
- Die **Filterleistung** nahm in der Reihenfolge Ackerrandstreifen < 6 m langer Grasfilterstreifen < 12 m langer Grasfilterstreifen zu. Die niedrigere Filterleistung des Ackerrandstreifens war insbesondere auf die geringere Bestandsdichte und auf die im Vergleich zu den Grasfilterstreifen geringere Porenkontinuität zurückzuführen.
- Die **Versuche mit künstlichem Starkregen** bestätigten die Ergebnisse zur Retentionsleistung bei natürlichen Niederschlägen. Gleichwohl konnte unter den standardisierten Bedingungen festgestellt werden, dass die Retentionsleistungen für Wasser bei steigenden Bodenwassergehalten im Filterstreifen zurückgingen, wohingegen die Filterwirkung gegenüber den Sedimenteinträgen auch bei diesen Versuchen um die 90 % betrug.
- **PSM-Wirkstoffe** wurden im **Oberflächenabfluss** insbesondere dann in hohen Konzentrationen nachgewiesen, wenn Abfluss auslösende Niederschläge kurz nach den Anwendungsterminen auftraten. Des Weiteren wurde bestätigt, dass die Wirkstoffausträge von der Intensität und der Höhe der Niederschlagsereignisse sowie von den physikalisch-chemischen Eigenschaften der Wirkstoffe abhängen. Alle angewandten Wirkstoffe (Metolachlor, Terbutylazin, Pendimethalin, Chlortoluron) konnten im Oberflächenabfluss nachgewiesen werden, Chlortoluron jedoch nur in sehr geringen Kon-

zentrationen. Metolachlor und Terbutylazin wurden in Konzentrationen um 100 µg/l detektiert, Pendimethalin wegen seiner geringen Wasserlöslichkeit nur in Konzentrationen um 4 µg/l; die Maximalkonzentrationen der vorgenannten Wirkstoffe lagen bei 721, 220 und 11 µg/l. Im **Zwischenabfluss** wurden als maximale Wirkstoffkonzentrationen 773 µg/l Metolachlor, 271 µg/l Terbutylazin und 11,5 µg/l Pendimethalin gemessen. Die maximalen Wirkstoffkonzentrationen im Oberflächen- und Zwischenabfluss traten beim gleichen Ereignis auf. Die nahezu gleiche Belastungshöhe deutet auf eine Speisung des Zwischenabflusses durch versickernden Oberflächenabfluss hin, der ungefiltert über **Makroporen** vonstatten ging.

- Auch im Bodenabtrag wurden die höchsten **partikelgebundenen Wirkstoffkonzentrationen** kurz nach den Applikationsterminen gefunden. Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin wurden mit maximalen Wirkstoffgehalten im Sediment in Höhe von 2.144, 1.344 bzw. 4.977 µg/kg nachgewiesen.
- Im Mittel der Jahre wurden **in Relation zur Aufwandsmenge** 0,3 % Metolachlor, 0,4 % Terbutylazin und 0,2 % Pendimethalin mit dem Oberflächenabfluss ausgetragen. Im Vergleich dazu erbrachten die Untersuchungen zum Zwischenabfluss keine bedeutenden Austräge.
- Die mittleren jährlichen **Nährstoffausträge** mit Oberflächenabfluss und Bodenabtrag beliefen sich auf 4,5 kg Stickstoff/ha und 1,34 kg Phosphor/ha.
- Die **Retentionsleistung der Filterstreifen** im Hinblick auf die PSM-Wirkstoffe und Nährstoffe beruhte auf der deutlichen Reduzierung des Oberflächenabflusses und nachrangig auf der Reduzierung der Konzentrationen. Von den PSM-Wirkstoffausträgen wurden im Ackerrandstreifen rund 56 %, in den 6 m breiten Grasfilterstreifen rund 88 % und in dem 12 m breiten Grasfilterstreifen rund 97 % zurückgehalten; die Nährstoffausträge wurden bei den zuvor genannten Filterstreifen um ca. 48 %, 93 % bzw. 94 % reduziert.
- Einschränkend heben die Gutachter hervor, dass die Filterwirkung von Grasstreifen durch Tiergänge oder durch konzentrierten Oberflächenabfluss drastisch reduziert werden kann.
- Die vorgenannten Filterleistungen sind vor dem Hintergrund der vergleichsweise geringen Wasser-, Sediment- und Stoffflüsse nicht unmittelbar übertragbar. Bei größeren Ereignissen muss von einer deutlich geringeren Filterleistung ausgegangen werden. Weiterhin ist unter den Bedingungen im Mittelgebirge häufig von einem punktuellen Durchbruch des Oberflächenabflusses durch die Filterstreifen auszugehen (FABIS 1995, BACH et al. 1997), so dass die hier ermittelten Filterleistungen nicht unmittelbar auf alle Standorte übertragen werden dürfen.



## 6 Schlussfolgerungen aus den Ergebnissen des Verbundvorhabens

Die Ergebnisse der Teilprojekte zeigen am Beispiel einzelner Versuchsflächen in unterschiedlichen Naturräumen Nordrhein-Westfalens, dass in Abhängigkeit von den Standorteigenschaften und den Bewirtschaftungseinflüssen erhebliche Boden- und Stoffausträge auftreten können. Die Verbundprojekte liefern dabei nicht nur wertvolle Ergebnisse zum Boden- und Stoffabtrag auf Grund von Bodenerosion, sondern beleuchten auch die Stoffausträge mit dem Zwischen- bzw. Dränabfluss.

Weiterhin gibt das Verbundvorhaben wertvolle Hinweise zu Minderungsmaßnahmen. Dazu stehen Ergebnisse sowohl für Bodenbearbeitungs- und Bestellverfahren als auch für Filterstreifen zur Verfügung. Die Bandbreite der Ergebnisse liefert damit wertvolle Hinweise, wie Minderungsmaßnahmen auf landwirtschaftlich genutzten Böden mit einer Erosionsproblematik und wie Maßnahmen außerhalb der eigentlichen Erosionsflächen bodenschutzfachlich zu bewerten sind.

Das Verbundvorhaben hat auch deutlich gemacht, wie komplex und vielschichtig die Prozesse der Abflussbildung und des Boden- und Stoffaustrags sind. Die Komplexität erforderte den Einsatz einer umfangreichen Messtechnik. Besonderen Wert erhalten die Ergebnisse dadurch, dass sie unter Praxis- und natürlichen Niederschlagsbedingungen erarbeitet wurden. Die Übertragbarkeit auf die Fläche wird auch dadurch gewährleistet, dass die Untersuchungen auf Großparzellen oder sogar auf Schlagebene durchgeführt wurden. Diese Versuchsbedingungen stellen sicher, dass die natürlichen Prozesse so genau wie eben möglich erfasst werden konnten.

### 6.1 Ergebnisse zum Abfluss sowie Boden- und Stoffaustrag

Das Verbundvorhaben hat unter praxisnahen Bedingungen in Nordrhein-Westfalen gezeigt, dass Boden- und Stoffausträge von ackerbaulich genutzten Böden deutlich oberhalb der Vorsorgeanforderungen auftreten können. Vor dem genannten Hintergrund lassen sich folgende wesentliche Schlussfolgerungen aus dem Verbundvorhaben ableiten:

- **Einzelne Abflussereignisse dominieren den Gesamtaustrag** aus landwirtschaftlich genutzten Flächen. Diese Aussage gilt sowohl für den Oberflächenabfluss als auch für den Zwischen- und Dränabfluss. Aus diesem Grund ist bei der Beurteilung von Erosionsschäden immer besonderes Augenmerk auf die Eigenschaften des auslösenden Niederschlages zu r, um die Gefahrenbeurteilung und die ggf. notwendige Ableitung von Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen sachgerecht durchführen zu können.
- Das Austragsgeschehen wird maßgeblich durch die **Standorteigenschaften** bestimmt. Anhand der Ergebnisse des Teilprojektes 1 wird deutlich, dass die Hangneigung und Hangwölbung das standörtliche Erosionsrisiko sehr stark bestimmen. Treten Hangmul-

den in Kombination mit großen Hangneigungen im Einzugsgebiet der Hangmulde auf, dann ist bei ackerbaulichen Nutzungen mit einer sehr hohen Erosionsgefährdung zu rechnen.

- Neben der Abschwemmung von Bodenmaterial werden auch bedeutende **Frachten an Nährstoffen und Pflanzenschutzmittelwirkstoffen** ausgetragen. Das Ausmaß der zum Teil beobachteten Abträge zeigt, dass Schäden am Schutzgut Boden, aber auch an anderen Schutzgütern außerhalb der eigentlichen Erosionsfläche möglich sind. So wurden im Teilprojekt 1 durch ein einziges Starkregenereignis 60 t/ha Bodenmaterial ausgetragen. Aufgrund der Nähe der Versuchsfläche zu einem Fließgewässer und dem beobachteten Sedimenteintrag waren Beeinträchtigungen des Schutzgutes „Oberflächengewässer“ bzw. „Aquatische Lebensgemeinschaften“ in solchen Fällen zu beobachten.
- Auf den Versuchsstandorten wurde der **überwiegende Anteil des Austrags durch den Oberflächenabfluss** ausgelöst. Besonders deutlich wurde die Bedeutung einzelner großer Ereignisse durch die Ergebnisse des Teilprojektes 1 (vgl. dazu Abb. 5-16 und Abb. 5-17, Seiten 92 und 93). Aber auch die parallelen Untersuchungen zum Oberflächen- und Zwischen- bzw. Dränabfluss der Teilprojekte 2 und 4 machten deutlich, dass trotz einer gewissen ökologischen Relevanz der Austräge über den Zwischen- und Dränabfluss die Frachtsumme letztlich durch den Oberflächenabflusspfad bestimmt wird.
- Kritisch können die zum Teil hohen **Konzentrationen im Zwischen- oder Dränabfluss** sein. So wurden im Teilprojekt 4 die höchsten gelösten PSM-Wirkstoffkonzentrationen im Zwischenabfluss nachgewiesen; die höchsten Messwerte mit bis zu 773 µg/l Metolachlor, 271 µg/l Terbuthylazin und 11,5 µg/l Pendimethalin wurden im Zwischenabfluss 9 Tage nach der Wirkstoffapplikation nachgewiesen. Gleichwohl wurden auch im Oberflächenabfluss sehr hohe gelöste und partikuläre Wirkstoffkonzentrationen ermittelt, wenn das Abflussereignis kurz nach der Wirkstoffanwendung stattfand.
- Die Bedeutung der **Stoffeigenschaften** für den Austrag wurde von allen Teilprojekten unterstrichen. Gut wasserlösliche Nährstoffe und PSM-Wirkstoffe wurden vorwiegend in gelöster Form ausgetragen. Aus diesem Grund war bei gut wasserlöslichen Stoffen der Anteil, der über den Zwischen- bzw. Dränabfluss ausgetragen wurde, tendenziell größer. Im Gegensatz dazu werden gut sorbierbare Stoffe bevorzugt partikulär ausgetragen (vgl. u. a. Abb. 5-40 und Abb. 5-41 auf Seite 146).
- Die **Schutzwirkung der Bodenbedeckung** durch Mulch oder durch einen Pflanzenbestand konnte eindeutig nachgewiesen werden. Auf dem besonders erosionsgefährdeten Standort des Teilprojektes 1 wurde im niederschlagsreichen und durch zum Teil von heftigen und ergiebigen Regen gekennzeichneten Jahr 1998 nahezu kein Boden- und Stoffabtrag ausgelöst. Konventionell angebautes Wintergetreide bot an diesem

Standort ausreichend Schutz vor Boden- und Stoffabträgen. Dieses Ergebnis macht deutlich, dass die Anforderungen des Bodenschutzes mit zum Teil sehr einfachen Mitteln zu erfüllen sind.

- Der Bodenschutzbeitrag durch **konservierende Bodenbearbeitungsverfahren** konnte durch das Teilprojekt 2 eindrucksvoll belegt werden. Auf der Direktsaatvariante trat im Untersuchungszeitraum kein Oberflächenabfluss auf, so dass in Folge dessen auch kein lateraler Boden- und Stoffabtrag zu beklagen war. Von der konservierend bearbeiteten Variante mit Mulchsaat wurden der Oberflächenabfluss sowie der Boden- und Stoffabtrag um 80 bis über 90 % im Vergleich zur Pflugvariante reduziert.
- **Filterstreifen** können in Ergänzung zu Bodenschutzmaßnahmen auf Ackerflächen einen Beitrag zur Minderung oder Vermeidung von Schäden an anderen Schutzgütern leisten. Die Untersuchungen des Teilprojektes 4 zur Filterleistung von Grasbeständen machten deutlich, dass diese Leistung maßgeblich von der Retention des eintretenden Oberflächenabflusses bestimmt wird. Daraus folgt, dass eine nennenswerte Filterleistung immer dann erwartet werden kann, wenn erstens die Infiltrationskapazität des Filterstreifens ausreichend hoch genug ist und wenn zweitens die Strömungsbedingungen des eintretenden Oberflächenabflusses eine Infiltration überhaupt ermöglichen. Die zweite Bedingung ist von großer praktischer Relevanz. So wurde von verschiedener Seite bereits nachgewiesen, dass in vielen Fällen der Oberflächenabfluss punktuell in Filterstreifen eintritt und dann nahezu ungefiltert den Filterstreifen durchfließt. Unter den Bedingungen eines flächenhaft eintretenden Oberflächenabflusses kann der Oberflächenabfluss um 70 bis 80 % und der Boden- und Stoffabtrag um 90 bis 100 % reduziert werden. Die Filterleistung ist dabei abhängig vom Vegetationsbestand, von den Bodeneigenschaften, der Witterung und nicht zuletzt von der Filterlänge.

## 6.2 Ableitung eines gestuften Maßnahmenkonzeptes

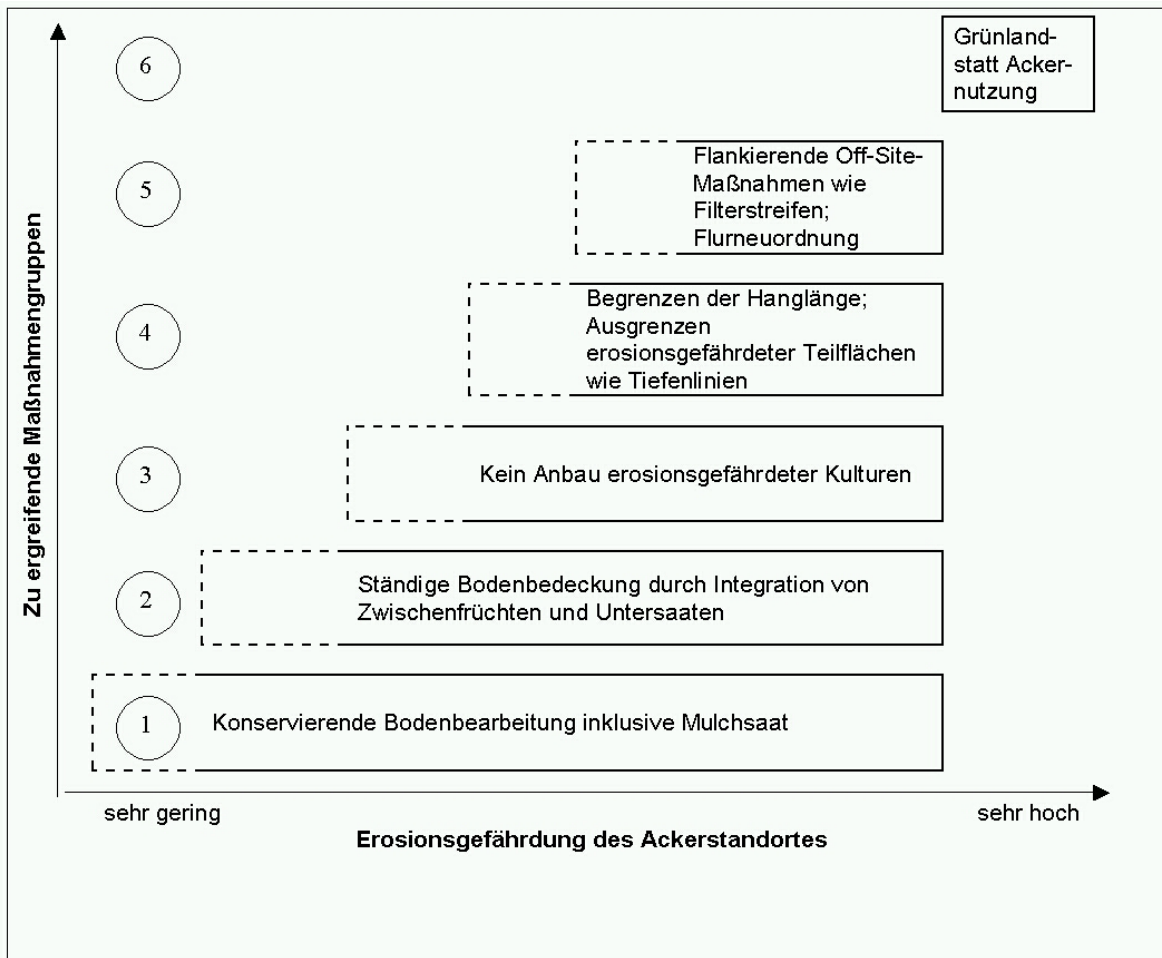
Um das Ausmaß der Gesamtausträge deutlich zu verringern, müssen Minderungsmaßnahmen in der Lage sein, insbesondere die Boden- und Stoffabträge extremer Einzelereignisse zu reduzieren. Dabei kann es in der Regel nicht um eine vollständige Vermeidung der Bodenerosion bei extremen Ereignissen gehen, sondern um ein deutliches Kappen der Austragsspitzen.

Kleine Ereignisse können mit konservierender Bodenbearbeitung und Mulchsaatverfahren weitgehend vermieden oder zumindest stark reduziert werden. Die beiden genannten Verfahren stellen somit einen sehr effektiven Grundschatz der Böden vor Bodenerosion sicher.

Je nach Erosionsgefährdung des Standortes muss der Grundschatz ggf. um weitere Maßnahmen ergänzt werden. So lassen sich große Erosionsereignisse, die durch extreme Niederschläge bei geringer Bodenbedeckung ausgelöst werden können, nicht allein

durch konservierende Bodenbearbeitung und Mulchsaat reduzieren. Um die Böden von besonders erosionsgefährdeten Ackerstandorten für die landwirtschaftliche Produktion langfristig zu erhalten, müssen ergänzend Maßnahmen der Fruchtfolge sowie der Schlag- und Flurgestaltung genutzt werden. In letzter Konsequenz müssen besonders erosionsgefährdete Ackerflächen in Grünland oder andere Dauervegetationsformen umgewandelt werden.

Generell wird empfohlen, im Sinne der Vorsorge mit Maßnahmen auf der Fläche wie etwa konservierender Bodenbearbeitung und Mulchsaat zu beginnen und, falls es das Ausmaß der Bodenerosion erfordert, im Sinne einer Handlungskaskade zusätzliche Maßnahmen zu ergreifen, wie beispielsweise die Anlage von Filterstreifen, die Änderung der Wegeführung und anderes mehr. Abb. 6-1 verdeutlicht schematisch die möglichen Stufen angepasster Erosionsschutzmaßnahmen in Abhängigkeit von der Erosionsgefährdung des Ackerstandortes.



**Abb. 6-1: Entscheidungs-kaskade angepasster Maßnahmen in Abhängigkeit von der Erosionsgefährdung des Standortes (FELDWISCH & MEYER-MARQUART 2002, verändert)**

Die Boden- und Stoffabträge werden durch konservierende Bodenbearbeitung und Mulchsaat zumeist um 50 bis 90 % im Vergleich zur konventionellen Bodenbearbeitung reduziert. Durch Direktsaat- oder Mulchsaatverfahren ohne Saatbettbereitung zur Hauptfrucht werden Bodenverluste in der Regel am stärksten verringert. Generell lässt sich festhalten, dass alle ackerbaulichen Maßnahmen, die das Bodenleben fördern und zu einer intensiven Durchporung des Bodens beitragen, Boden- und Stoffausträge effektiv vermeiden oder zumindest stark begrenzen. Vor diesem Hintergrund sollten konservierende Bodenbearbeitungsverfahren möglichst auf allen erosionsgefährdeten Standorten als Grundschutz angewendet werden ①. Welches konservierende Bodenbearbeitungsverfahren und ob ggf. zusätzlich Mulchsaatverfahren auf einem Standort eingesetzt werden kann, ist anhand der standörtlichen Gegebenheiten zu entscheiden.

Der Verzicht auf wendende und intensiv mischende Bodenbearbeitungsverfahren ist auf nahezu allen Standorten möglich. Ausnahmen sind vor allem strukturschwache Sandböden, nicht quellfähige Tonböden und vernässte Böden. Das bedeutet jedoch nicht, dass auf diesen Böden in jedem Jahr ein Pflugeinsatz zwingend notwendig ist. Auch hier bestehen Möglichkeiten, die Bodenbearbeitungsintensität zurückzufahren, um durch eine Förderung des Bodenlebens die Versickerungseigenschaften und die Strukturstabilität der Böden zu verbessern und damit zum Erosionsschutz beizutragen.

Bei der Umstellung auf Mulchsaat muss auf die geeignete Maschinenteknik geachtet werden, um die mit dieser Bestelltechnik angestrebte Gefügestabilisierung in vollem Umfang realisieren zu können. Eine Kombination von Verfahren mit und ohne Saatbettbereitung ist möglich. Die Entscheidung, ob eine Saatbettbereitung zur Hauptfrucht notwendig ist oder nicht, ist letztlich vom Bodenzustand vor der Aussaat abhängig. Soll aus Gründen des Erosionsschutzes auf eine Saatbettbereitung zu Mais oder Zuckerrüben verzichtet werden, dann muss bereits zur vorausgehenden Zwischenfrucht das Saatbett der Hauptfrucht vorbereitet werden. Dazu existieren praxisreife Verfahren, die vielfältig publiziert sind und bei den landwirtschaftlichen Beratungsstellen nachgefragt werden können.

Steigt die Erosionsgefährdung an, dann ist neben der Anwendung von konservierenden Bodenbearbeitungsverfahren auch der Bodenbedeckungsgrad gezielt zu erhöhen. Dazu sind je nach Hauptfrucht Zwischenfrüchte oder Untersaaten zu etablieren ②.

Ist allein mit den Bodenbearbeitungs- und Bestellsystemen kein ausreichender Bodenschutz sicherzustellen, dann muss unter Umständen der Anbau besonders erosionsgefährdeter Kulturen zurückgenommen oder ganz ausgeschlossen werden ③. Als erosionsgefährdete Kulturen sind Mais, Zuckerrüben, Kartoffeln und z. T. auch Winterraps einzustufen, da sie zu Zeiten hoher Regenerositäten geringe Bodenbedeckungsgrade aufweisen.

Alternativ oder ergänzend zur Maßnahmengruppe ③ bietet es sich bei hohem Erosionsrisiko ggf. an, die Hanglänge zu reduzieren oder besonders erosionsgefährdete Teilflächen eines Ackerschlates aus der ackerbaulichen Nutzung zu nehmen ④. Zur genauen Ausgestaltung dieser Maßnahmen ist eine Standortanalyse notwendig, um sie richtig im Gelände zu positionieren.

Reichen die vorgenannten ackerbaulichen Maßnahmen allein nicht aus, um der Erosion hinreichend entgegenzuwirken, können Filterstreifen weiterhelfen ⑤. Filterstreifen werden angelegt, damit Oberflächenabfluss wieder versickert und bereits abgetragenes Bodenmaterial sedimentiert. Vorrangig werden Filterstreifen als so genannte Uferrandstreifen eingesetzt, um Boden- und Stoffeinträge in Gewässer zu reduzieren. Jedoch können Filterstreifen oder Filterflächen auch innerhalb von Ackerflächen zur Untergliederung von langen Hängen oder in besonders gefährdeten Teilflächen wie Hangmulden angelegt werden. Um geeignete Flächen für Filterstreifen ausfindig zu machen, ist eine Standortanalyse notwendig, die auch die Umgebung eines Ackerschlates einbezieht. Neben dauerhaften Filterstreifen sind ebenso temporäre Filterstreifen möglich. Für die Finanzierung kann in Nordrhein-Westfalen das Förderprogramm „Erosionsschutz im Ackerbau“ im Rahmen des Kulturlandschaftsprogramms oder ggf. auch die konjunkturelle Flächenstilllegung genutzt werden. Weiterhin können notwendige Flurgestaltungsmaßnahmen im Zuge einer Flurneueordnung umgesetzt werden. Bei der Anlage von Filterstreifen ist zu beachten, dass die Wirksamkeit mit abnehmender Breite und Vegetationsdichte deutlich nachlässt. Je breiter und dichter die Pflanzendecke und je länger die Bodenruhe, desto wirksamer ist ein Filterstreifen.

Zum Teil wird befürchtet, dass mit der konservierenden Bodenbearbeitung und Mulchsaat der Stoffaustrag lediglich vom Oberflächenabfluss auf den Zwischen- bzw. Dränabfluss verlagert wird. Denn mit dieser bodenschonenden Bewirtschaftungsform nimmt der Anteil der abflussfördernden Makroporen deutlich zu. Jedoch konnte eine solche Problemverlagerung in keinem der Versuche festgestellt werden. Die Summe der Austräge mit dem Oberflächen- und dem Dränabfluss ist bei konservierenden Bodenbearbeitungsverfahren zumeist geringer. Sollte es auf konservierend bearbeiteten Ackerflächen dennoch zu einem deutlichen Stoffaustrag über Makroporen kommen, kann dem Problem durch die Auswahl möglichst stark sorbierender PSM-Wirkstoffe entgegengewirkt werden. Ferner bietet sich zur Begrenzung der Stoffausträge mit dem Sickerwasser und dem Zwischen- bzw. Dränabfluss der Anbau von Untersaaten und Zwischenfrüchten an. Diese Maßnahme erhöht den Wasserentzug aus dem Boden je nach Anbaubedingungen um bis zu 100 mm je Jahr, so dass die Sickerwasserbildung und damit einhergehende Stoffverlagerungen reduziert werden. Besonders wirksam ist die Maßnahme auch zur Verringerung der Nährstoffausträge.

Auf Grund dieser Untersuchungsergebnisse und unter Berücksichtigung weiterer Forschungsarbeiten können folgende Empfehlungen zur Anwendung von konservierenden

Bodenbearbeitungsverfahren auf Standorten mit erhöhtem Risiko für den Stoffaustrag über den Zwischen- und Dränabfluss gegeben werden:

Uneingeschränkt empfohlen werden kann die konservierende Bodenbearbeitung auf Standorten ohne (nennenswerten) Zwischen- bzw. Dränabfluss und auf tiefgründigen Standorten mit großen Grundwasserflurabständen. Auf diesen Standorten ist davon auszugehen, dass keine bzw. nur geringe Gewässerbelastungen durch Zwischen-, Drän- oder Sickerwässer auftreten. Wenn Makroporenfluss auf diesen Standorten auftritt, dann wird das Grundwasser durch lange Fließzeiten zwischen Wurzelzone und Grundwasser ausreichend geschützt.

Auf Standorten mit Einzelkorngewebe – wie z. B. Sandböden – besteht ebenfalls keine erhöhte Gefahr der stofflichen Belastung von Gewässern, wenn konservierende Bodenbearbeitungsverfahren eingesetzt werden. Diese Standorte bilden kein stabiles Makroporensystem aus, so dass Makroporenflüsse und damit einhergehende Stoffverlagerungen vernachlässigt werden können. Jedoch stoßen auf solchen strukturarmen Böden konservierende Bodenbearbeitungsverfahren aus pflanzenbaulicher Sicht an die Grenze ihrer Anwendbarkeit, so dass für diesen Fall keine generelle Empfehlung ausgesprochen werden kann.

Standorte, die ausgeprägte Makroporensysteme ausbilden können, sollten differenziert betrachtet werden. Zu unterscheiden sind Böden, deren Makroporensystem wesentlich durch das Bodenbearbeitungsverfahren beeinflussbar ist und Böden, die keine wesentliche Reaktion zeigen. Zu den erst genannten gehören vor allem Böden, deren Makroporen primär biogenen Ursprungs sind und die bei konservierenden Verfahren deutlich größere Flächenanteile und eine höhere Porenkontinuität entwickeln; hierzu sind die schwach bis mittel aggregierten Schluff- und mit Einschränkungen Lehm Böden zu zählen. In tonreicheren Böden tragen Schrumpfungsvorgänge wesentlich zur Makroporosität bei, biogene Makroporen treten in ihrer Bedeutung zurück.

Auf Schluff- und Lehm Böden sollte die Auswahl des Bodenbearbeitungsverfahrens in Abhängigkeit von der Lage des betrachteten Standorts zum nächsten Oberflächengewässer vorgenommen werden. Wenn die Fläche unmittelbar am Oberflächengewässer liegt oder durch die topografische Situation ein schneller hydrologischer Anschluss der Fläche an das nächste oberirdische Gewässer gegeben ist (geneigte Flächen mit oberflächlich gut ausgeprägten Fließwegen zum Gewässer wie Wegseitengräben, Hangmulden, Talwegen etc.), dann sollte eher auf konservierende Bodenbearbeitungsverfahren zurückgegriffen werden. Denn dann kommt der Vorteil der konservierenden Bodenbearbeitungsverfahren, nämlich Oberflächenabfluss und laterale, partikuläre Stoffausträge effektiv zu reduzieren, voll zum Tragen. Die gleichzeitig erhöhte Gefahr von Makroporentransport ist dagegen als geringer einzuschätzen, da dieser seltener auftreten dürfte und selbst wenn er auftritt, immer noch eine Bodenpassage – wenn auch eine verkürzte – aufweist, bei der Transformationsvorgänge (Adsorption, Abbau) wirksam werden können. Ereignisse mit Makro-

porenflüssen werden auf konservierend bearbeiteten Standorten seltener auftreten als Ereignisse mit Oberflächenabfluss auf konventionell bewirtschafteten Standorten, da durch die Stabilisierung der Bodenoberfläche und den effektiveren Schutz der Bodenoberfläche durch höhere Bedeckungsgrade bzw. zeitlich länger andauernder Bedeckung auf den konservierend bewirtschafteten Flächen mehr Niederschlagswasser in die Bodenmatrix infiltriert und folglich seltener freies Wasser auf der Bodenoberfläche auftritt (Voraussetzung für Makroporenfluss) als auf Flächen mit konventioneller Bodenbearbeitung.

Auf Standorten, die fern von Oberflächengewässern liegen und die nicht über oberflächlich ausgeprägte Fließwege direkt an die Oberflächengewässer angebunden sind, können gegebenenfalls höhere laterale Wasser- und Stoffflüsse aus Sicht des Gewässerschutzes toleriert werden, wenn damit einer Gefahr der Stoffeinträge über Zwischen-, Drän- und Sickerwässer begegnet werden kann. Unter diesen Umständen sind dann wendende Bodenbearbeitungsverfahren zu bevorzugen, wobei mögliche Beeinträchtigungen von Bodenfunktionen oder anderen Schutzgütern zu beachten sind.

Generell ist zu bedenken, dass wendende Bodenbearbeitungsverfahren Agrochemikalien wie z. B. Pflanzenschutzmittel an die Untergrenze des Bearbeitungshorizontes verlagern. Insofern sind verstärkte Verlagerungen denkbar, wenn diese auf dem geschilderten Weg relativ schnell unterhalb des Ap-Horizontes gelangen. Denn einerseits findet der biologische Abbau von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen vor allem in der biologisch besonders aktiven oberen Bodenschicht statt und andererseits nehmen die potenziellen Sorptionsplätze unterhalb des Ap-Horizontes aufgrund geringerer Humusgehalte ab. Beide Aspekte verstärken die Auswaschungsgefährdung und verringern die oben diskutierte relative Vorzüglichkeit von Pflugsystemen im Zusammenhang mit Stoffausträgen über Makroporen.



## 7 Fachliche Hinweise zum Bodenschutzvollzug

### 7.1 Ursachenklärung erhöhter Boden- und Stoffausträge

Um wirksame und angemessene Maßnahmen anordnen zu können, müssen die Ursachen der schädlichen Bodenveränderung auf Grund von Bodenerosion durch Wasser ermittelt werden.

In den meisten Fällen werden schädlichen Bodenveränderungen auf Grund von Bodenerosion durch Wasser **mehrere Ursachen** haben. Diese können sowohl durch die Standort- und Bewirtschaftsbedingungen der Erosionsfläche selbst als auch außerhalb der Erosionsfläche begründet sein. Die Ursachenklärung muss dazu beitragen, dass die wesentliche Ursache bzw. die wesentlichen Ursachen ermittelt werden und darauf aufbauend Maßnahmen mit unterschiedlicher Priorität abgeleitet werden können.

Erhebliche Schäden auf Grund von Bodenerosion durch Wasser können insbesondere auf landwirtschaftlich genutzten Flächen mit periodischer, in der Regel jährlicher Bodenbearbeitung (Ackerflächen, inklusive Gartenbau, Weinbau, Sonderkulturanbau) und gleichzeitig mit (periodisch) geringen Bodenbedeckungsgraden auftreten. Aber auch auf Grünland und im Wald bzw. Forst sind erhebliche Bodenabträge zu beobachten, vor allem dann, wenn die Nutzung nicht standortgerecht erfolgt. Ferner treten erhebliche Bodenabträge auch auf Baustellenflächen auf, die ihrer schützenden Vegetationsdecke beraubt und sehr hohen mechanischen Belastungen ausgesetzt sind.

Die Ursachen von schädlichen Bodenabträgen, die den vorgenannten Nutzergruppen zugeordnet werden können, sind in Tab. 7-1: aufgelistet. Ferner sind standortbedingte Erosionsursachen wie Topografie, Boden etc. aufgeführt, welche die Erosionsdisposition einer Fläche maßgeblich prägen.

Auf Basis der Ursachenklärung werden dann im nachfolgenden Kapitel fachliche Maßgaben zur Ableitung von wirksamen und verhältnismäßigen Maßnahmen aufgestellt.

**Tab. 7-1: Ursachen erhöhter Oberflächenabflüsse sowie erhöhter Boden- und Stoffabträge**

Ursachen	Definition / Beschreibung	Typische Erosionsschäden
<b>Ursachen außerhalb der Erosionsfläche</b>		
Fremdwassereintritt	Zufluss von Wasser in eine Fläche, auf der dadurch Erosionsschäden ausgelöst werden (Erosionsfläche) Fremdwasser kann seinen Ursprung haben u. a. <ul style="list-style-type: none"> <li>- auf anderen landwirtschaftlichen Flächen (Acker <u>und</u> Grünland)</li> <li>- auf Wegen mit fehlendem, falsch dimensioniertem oder funktionsuntüchtigem Entwässerungssystem</li> <li>- allgemein auf versiegelten Flächen wie z. B. Hofflächen von landwirtschaftlichen Betrieben mit fehlendem, falsch dimensioniertem oder funktionsuntüchtigem Entwässerungssystem</li> <li>- in leckenden Beregnungs- oder Wasserleitungen</li> </ul>	Zulaufstelle ist durch Erosionsspuren deutlich erkennbar. Lineare Erosionsspuren wie Rillen, Gräben oder Gullies treten unmittelbar am oberen Rand der Erosionsfläche auf. (Flächenhafte Erosion auf der Erosionsfläche muss nicht aufgetreten sein.)
Hochwasser	Bodenerosion und Sedimentation kann in Auenlagen durch Überschwemmungen bei Hochwasserereignissen ausgelöst werden. Von der Bodenerosion betroffen ist nicht das gesamte Überschwemmungsgebiet, sondern nur der Bereich mit hohen Fließgeschwindigkeiten des Hochwassers (so genannter Stromstrich). In den Bereichen mit geringer Fließgeschwindigkeit treten Sedimentationen auf.	Flächenhafte Bodenerosion im Bereich des Stromstriches, die zum Teil den gesamten humosen Oberboden umfassen kann. Flächenhafte Sedimentationen.
Dränung	Defekte Dräne / Entwässerungseinrichtungen können den Hangwasseraustritten (s.u.) vergleichbare Wirkungen erzeugen.	Lineare Erosionsspuren unterhalb der Schadstelle
Klima	<ul style="list-style-type: none"> <li>- besondere Häufigkeit von Starkregenereignissen mit besonders hohen Intensitäten</li> <li>- lang anhaltende Dauerregenperioden</li> <li>- intensiv verlaufende Schneeschmelze</li> </ul>	keine typischen Schadbilder
<b>Topografische, geologische und bodenkundliche Ursachen</b>		
Hangwasseraustritt	Auf ausstreichenden, stauenden Schichten tritt Grundwasser oder Zwischenabfluss an Hängen aus. Der dadurch ausgelöste Oberflächenabfluss kann Bodenerosion auslösen. Der Wassereinfluss bis zur Bodenoberfläche lässt sich in der Regel anhand einer Bodenansprache erkennen (reduzierende Merkmale; semiterrestrische Bodentypen wie Hangleye etc.). Dabei ist zu unterscheiden zwischen aktuellem und reliktschem Wassereinfluss.	Vorwiegend sind Hangwasseraustritte nach niederschlagsreichen Perioden zu beobachten. Erosion tritt zumeist mit zeitlicher Verzögerung zum auslösenden Niederschlagsereignis auf. Lineare Erosionsspuren treten unmittelbar unter dem Hangwasseraustritt auf, auch ohne dass oberhalb nennenswerter Oberflächenabfluss aufgetreten sein muss.

Ursachen	Definition / Beschreibung	Typische Erosionsschäden
Abflussbereitschaft	<p>Oberflächenabfluss entsteht schnell auf grund- oder stauwasserbeeinflussten Böden ohne bzw. ohne funktionierende Entwässerungsmaßnahmen, da der Bodenwasserspeicher schneller ausgeschöpft ist (so genannter Sättigungsflächenabfluss).</p> <p>Der Wassereinfluss im Bodenprofil lässt sich in der Regel anhand einer Bodenansprache erkennen (reduzierende Merkmale; semiterrestrische Bodentypen wie Gleye aber auch terrestrische Bodentypen wie Pseudogleye oder Staupodsole etc.) Bei der Profilbeschreibung ist zu unterscheiden zwischen aktuellem und reliktischem Wassereinfluss.</p>	Keine typischen Schadbilder.
Hangneigung	Der Bodenabtrag wird entscheidend durch die Hangneigung bestimmt, da die Transportkapazität des Oberflächenabflusses mit zunehmender Hangneigung stark ansteigt. Insofern nimmt die Erosionsgefahr mit steigender Hangneigung zu.	
Hanglänge	Bei extrem langen Hängen von mehreren hundert Metern bzw. ungliederten Flächen konvergiert der Oberflächenabfluss in wenigen Abflussbahnen und kann selbst bei geringen flächenspezifischen Abflussspenden schädliche Bodenveränderungen durch Bodenerosion am unteren Hangabschnitt verursachen.	<p>Lineare Erosionsspuren am unteren Hangabschnitt können selbst dann beobachtet werden, wenn am oberhalb liegenden Hangabschnitt nur geringe flächenhafte Erosionsspuren erkennbar sind.</p> <p>(Achtung!                      1. erosionswirksame Hanglänge ist entscheidend, nicht absolute Hanglänge                      2. Hangwasseraustritt oder defekte Dränagen können dasselbe Schadbild erzeugen.)</p>
Konkave Horizontalwölbung (Hangmulden)	In Hangmulden fließt Oberflächenabfluss aus den angrenzenden Flächen zusammen und fließt dort auf Grund der hohen Abflussfülle mit hoher Transportkapazität hangabwärts.	Ausgeprägte lineare Erosionsformen mit starker Tiefenerosion bis hin zum Grabenreißen.
Erodierbarkeit des Bodens	<p>Der Bodenabtrag wird stark durch die Erodierbarkeit bzw. den Erosionswiderstand des Bodens bestimmt. Vor allem die Bodenart, der Gehalt an organischer Substanz und die Bodenform bestimmen die Erodierbarkeit.</p> <p>Extrem erodierbar sind schluffdominierte oder feinsandreiche (Löss-)Böden, aber auch mischkörnige Sandböden.</p> <p>Deutliche Erosionsschäden treten auf Böden mit mittlerer bis hoher Verschlammungsneigung auf (Bodenarten mit hohem Schluff- und Feinsandanteil).</p>	<p>Starke Verschlammungen deuten auf eine hohe Erodierbarkeit hin.</p> <p>Intensive Flächenerosion wie freigespülte Wurzelhäuse und Steine sowie zahlreiche Kleinstrillen sind auch ein Indiz für extreme Erodierbarkeit.</p> <p>Ausgeprägte flächenhafte Erosionsspuren; je nach Flächengröße und erosiver Hanglänge treten auch massive lineare Erosionsspuren hinzu.</p>
<b>Landwirtschaftliche Ursachen</b>		
Bewirtschaftung	Fruchtfolgegestaltung, Bodenbearbeitung, Bestelltechnik und Pflegemaßnahmen greifen vielfältig in den Boden ein und können das Bodengefüge nachhaltig beeinträchtigen. In der Folge können Erosions-	<p>Keine typischen Schadbilder.</p> <p>In der Regel nur durch Vergleich mit entsprechenden Standorten mit standortangepasster Bewirtschaftung</p>

Ursachen	Definition / Beschreibung	Typische Erosionsschäden
	<p>schäden auftreten. Die Erosionsempfindlichkeit des Standortes, welche sich aus den klimatischen, topografischen, geologischen und bodenkundlichen Gegebenheiten ergibt, muss von der standortangepassten Bewirtschaftung berücksichtigt werden.</p> <p>Besonders kritisch sind Anbausysteme mit langen Schwarzbrachezeiten, Reihenkulturen, geringe Bodenbedeckung, insbesondere zu Zeiten hoch erosiver Niederschläge, zu intensive Bodenbearbeitung mit Schädigung des Bodengefüges und des Bodenlebens sowie Befahrung (allg.: mechanische Belastung) zu Zeiten geringer Belastbarkeit (bei hohen Bodenfeuchten).</p>	<p>tung erkennbar.</p>
Humusgehalt	<p>Organische Substanz trägt zu einer Stabilisierung des Bodengefüges bei und beeinflusst somit die Erodierbarkeit.</p> <p>Folglich kann ein standorttypisch zu geringer Humusgehalt die Erodierbarkeit von Böden erhöhen.</p> <p>Standorttypisch zu geringe Humusgehalte können z. B. bei reinem Marktfruchtanbau und gleichzeitiger Abfuhr der Erntereste (Strohverkauf etc.) auftreten.</p>	<p>Keine typischen Schadbilder.</p>
Bodenschadverdichtungen	<p>Bodenschadverdichtungen reduzieren je nach Tiefenlage des betroffenen Bodenhorizontes die Infiltration und / oder die Versickerung von Niederschlagswasser. Folglich kommt es zu erhöhtem Oberflächenabfluss.</p> <p>Auf Äckern kommen Schadverdichtungen insbesondere im Bereich des mechanisch stark beanspruchten Vorgewendes, in Fahrgassen und auch unter Feldmieten vor. Kommt der Pflug zum Einsatz, dann sind nicht selten Pflugsohlen in der unteren Ackerkrume zu beobachten.</p> <p>Auf Grünland treten Schadverdichtungen durch überhöhten Viehbesatz, Beweidung bei zu hohen Bodenfeuchten sowie im Bereich von Zufahrten, Tränke- und Zufütterungsplätzen auf. Oft sind sie mit erheblichen Narbenschäden verbunden.</p>	<p>Erosionsschäden treten schon bei Niederschlagsereignissen geringer Jährlichkeit auf, welche auf Grund der Bodeneigenschaften (bodenartenspezifische Infiltrationsrate und Wasserspeicherkapazität) nicht zu erwarten sind.</p> <p>Schadverdichtete Böden sind häufig Initialstellen für die Bildung von Oberflächenabfluss und zeichnen sich durch deutliche Erosionsspuren im Vergleich zu unverdichteten Böden aus.</p>

## 7.2 Maßnahmen zur Vermeidung und Minderung der Boden- und Stoffausträge

Maßnahmen der Vorsorge und Gefahrenabwehr müssen sich an der Schutzbedürftigkeit des Standortes bzw. an der Gefahr orientieren. Negative Einwirkungen auf den Boden sind zu vermeiden und schädliche Bodenveränderungen sind sicher abzuwehren. Bei der Gefahrenabwehr nach § 8 BBodSchV ist die Schaden auslösende Flächennutzung stark genug zu beschränken. Dem steht gegenüber, dass die Maßnahmen an einer Gefahrenschwelle ausgerichtet werden müssen, so dass das Ausmaß der Nutzungsbeschränkungen geringer sein kann als in der Vorsorge. Insofern muss ein gewisses Maß an Boden-

abtrag in Kauf genommen werden. Dazu bieten die Handlungsempfehlungen zum § 8 BBodSchV entsprechende Hinweise (BVB 2004<sup>14</sup>).

Die fachliche Ableitung wirksamer und gleichzeitig verhältnismäßiger Maßnahmen zur Gefahrenabwehr kann grundsätzlich auf zwei Wegen erfolgen:

1. Modellgestützte Maßnahmenableitung:

Mit Hilfe von quantitativ festgelegten Gefahrenschwellen und eines den Anforderungen der BBodSchV genügenden Erosionsmodells werden die Maßnahmen zur Gefahrenabwehr geprüft. Die Maßnahmen sind in Abhängigkeit ihrer Wirksamkeit anzuordnen; das heißt, prioritär sind Maßnahmen mit der höchsten Wirksamkeit auszuwählen. Kosten-Nutzen-Aspekte sind zu berücksichtigen, um die Verhältnismäßigkeit zu gewährleisten. Das bedeutet, im Falle sehr wirksamer aber gleichzeitig sehr teurer Maßnahmen sollte bei ausreichendem Schutzniveau auch auf Maßnahmen mit geringerer Wirksamkeit zurückgegriffen werden.

2. Expertengestützte Maßnahmenableitung:

Bodenspezialisten mit einschlägiger Erfahrung im Bereich der Bodenerosion durch Wasser können Maßnahmen mit entsprechender verbal-argumentativer Begründung auswählen und zur Anordnung empfehlen. Diese Vorgehensweise ist nicht per se schlechter als die modellgestützte Ableitung von Maßnahmen, da Modelle bestenfalls den aktuellen Erkenntnisstand reflektieren.

Die expertengestützte Ableitung und ggf. Anordnung von Maßnahmen orientiert sich auch an Schadensbildern. Dazu gibt Tab. 7-1 in Kapitel 7.1 einige Hilfestellungen. Die Maßnahmen werden dabei nach sachkundiger Erfahrung anhand der Schadensbilder und der daraus ermittelten Ursachen der schädlichen Bodenabträge abgeleitet.

Bei der Ableitung von Maßnahmen muss insbesondere Augenmerk auf die Topografie der zu beurteilenden Fläche gelegt werden, da sie entscheidenden Einfluss auf das Abfluss- und Abtragsgeschehen hat. Oberflächen- und Zwischenabfluss folgen dem höchsten hydraulischen Gradienten, fließen also senkrecht zu den Isohypsen/Höhenlinien<sup>15</sup>. Nur auf Hängen mit doppelt gestreckter Wölbung fließt das Wasser idealisiert flächenhaft ab. Jedoch weisen Hänge in Teilbereichen zumeist eine konkave Horizontalwölbung auf, die als so genannte Hangmulden, Tiefenlinien, bevorzugte Abflussbahnen oder Talwege angesprochen werden. Diese Reliefformen begünstigen die Abflusskonzentration und die Bildung von linearen Erosionsformen. Vor diesem Hintergrund sind Standorte mit konkaver Horizontalwölbung sehr anfällig hinsichtlich der Abflusskonzentration und der linearen Erosion, so dass neben Maßnahmen zur Verringerung der Abflussbildung im Einzugsge-

---

<sup>14</sup> BVB – Bundesverband Boden, Fachausschuss „Gefahrenabwehr bei Bodenerosion“ (2004): Handlungsempfehlungen zur Gefahrenabwehr bei Bodenerosion. Veröffentlichung in Vorbereitung.

<sup>15</sup> Davon weicht die Fließrichtung nur dann ab, wenn Barrieren oder Leitlinien, wie Staukörper im Boden, Wege und Straßen, Bewirtschaftungsspuren etc., den Abfluss umleiten.

biet solcher Hangmulden gegebenenfalls auch spezifische Maßnahmen im Bereich der Hangmulden selbst durchgeführt werden müssen.

Um die Verhältnismäßigkeit zu gewährleisten, sollte auch aus fachlicher Sicht folgende **Entscheidungskaskade** auf der Grundlage der Ursachenklärung eingehalten werden. Folgende Maßnahmengruppen sind hierbei in der genannten Reihenfolge hinsichtlich ihrer Wirksamkeit zu prüfen und umzusetzen (vgl. Abb. 7-1):

- Wurde die Bodenerosion ausschließlich durch Fremdwasserzufluss, Hangwasseraustritt oder defekte Entwässerungseinrichtungen verursacht, dann sind diese Ursachen abzustellen. Für Maßnahmen auf der Erosionsfläche besteht bei diesen Schadensursachen kein Handlungsbedarf.
- Liegen andere bzw. weitere Ursachen vor, die in der Erosionsfläche bzw. in ihrer Bewirtschaftung begründet sind, dann sind Maßnahmen auf der Erosionsfläche notwendig. Zuerst sind Maßnahmen auszuwählen, die der Flächennutzer (i.d.R. Landwirt) selbst im Rahmen seiner Bewirtschaftung durchführen kann. Diese Vorgehensweise gewährleistet zum einen, dass Handlungsspielraum verbleibt und die direkte Verantwortlichkeit des Flächennutzers auch in eigenes Handeln umgesetzt wird. Zu dieser Maßnahmengruppe gehören konservierende Bodenbearbeitungsverfahren, Zwischenfruchtanbau, Untersaaten, Mulchsaatenverfahren, Fruchtfolgemaßnahme bis hin zum Anbauverbot kritischer Früchte und Maßnahmen bei Bodenschadverdichtungen als Ursache der Bodenerosion. Zum anderen stellt diese Vorgehensweise sicher, dass zumeist teure und aufwändige Maßnahmen der Flurordnung erst in zweiter Linie zum Tragen kommen und insofern die Verhältnismäßigkeit der Maßnahmen gewahrt bleibt.
- Sind die vorgenannten Maßnahmen nicht hinreichend wirksam, dann sind Maßnahmen zur Untergliederung der Flächen-/Schlagstrukturen vorzusehen. Im ersten Schritt sind wiederum die Möglichkeiten, die der Flächennutzer selbst hat, zu prüfen. So bieten sich schlaginterne (Dauer-)Stilllegungsstreifen quer zum Gefälle an, um die erosive „Schlaglänge“ zu reduzieren. Ist diese Maßnahme alleine nicht ausreichend, dann sind Untergliederungen des Hanges mit Hecken, Grünland etc. erforderlich, die ggf. durch die Anlage von Fanggräben zum schadlosen Abführen von Oberflächenabfluss ergänzt werden können.
- Liegen bevorzugte Abflussbahnen wie Hangmulden vor, dann stellt sich als erstes die Frage nach der Bearbeitungsrichtung: Ist Konturbearbeitung möglich, dann stellt sie eine sinnvolle Maßnahme dar. In der Regel wird jedoch eine strikte Konturbearbeitung nicht und stattdessen nur eine Querbearbeitung möglich sein. Von Letzterer ist jedoch in den meisten Fällen abzuraten, weil sie zum verstärkten Zusammenfließen des Oberflächenabflusses in Hangmulden beiträgt und daher eher schadenssteigernd wirkt. Als wirksamste Maßnahme bietet es sich an, so genannte grüne „Vorflutrinnen“ anzulegen,

also die Nutzungswandlung von Acker in Grünland oder die Anlage von Gehölzstrukturen in bevorzugte Abflussbahnen zu lenken.

- Ist keine der vorstehenden Maßnahmengruppen allein oder in Kombination ausreichend wirksam, dann muss die vollständige Umstellung auf eine erosionsvermeidende Nutzung wie Grünland oder auf Gehölzstrukturen erwogen werden. Dieser gravierende Eingriff sollte im Sinne einer medienübergreifenden Optimierung in Abstimmung mit den Belangen des Arten- und Biotopschutzes erfolgen.

Maßnahmen im landwirtschaftlichen Bereich sind auf die gesamte Fruchtfolge abzustellen und nicht ausschließlich auf die Fruchtart, bei der die Maßnahmen auslösende Bodenerosion aufgetreten ist.

Beim Ergreifen von Erosionsschutzmaßnahmen muss neben dem unabdingbaren bodenschutzfachlichen auch land- bzw. forstwirtschaftlicher Sachverstand eingebunden werden.

Das Ausmaß der Bodenerosion durch Wasser ist in Schadensfällen zu dokumentieren. Ursachen (schadauslösendes Niederschlagsereignis und standortbezogene Angaben) sind schlagbezogen darzustellen. Die Begründungen der abgeleiteten Maßnahmen sind für alle Beteiligten verständlich niederzuschreiben. In der Folgezeit ist

- das Einhalten der Maßnahmen zu überprüfen und
- deren Wirksamkeit bei weiteren erosiven Niederschlägen zu dokumentieren.

Abb. 7-1 stellt den Entscheidungsablauf bei der Ableitung von Maßnahmen in Abhängigkeit von der standörtlichen Erosionsgefährdung schematisch dar.

In der nachstehenden Tab. 7-2 werden die wesentlichen Maßnahmen aufgeführt. Die Maßnahmen werden von verschiedenen Autoren detaillierter beschrieben (u. a. SCHWERTMANN et al. 1990, MOSIMANN et al. 1991, RENIUS et al. 1992, LfL & LfUG 1996, FRIELINGHAUS et al. 1997 u. 1998, FELDWISCH 1998, FELDWISCH & SCHULTHEIß 1998, KTBL 1998, SOMMER 1998, FREDE & DABBERT 1998, BMVEL 2002, DLV 2003).

Zur Ausgestaltung einer Anordnung lassen sich folgende Hinweise geben: Eine Anordnung muss nicht zwingend im Sinne der Verwaltungsvollstreckung vollstreckbar sein, sondern es können dem Adressaten zunächst in der Anordnung verschiedene geeignete Verhaltensweisen zur Wahl gestellt und erst später, wenn etwa gar keine davon ergriffen wird, behördlicherseits eine davon ausgewählt und notfalls dann mit Hilfe des Erlasses von Verwaltungsakten vollstreckt werden. In diesem Sinne können unter Wahrung des allgemeinen Bestimmtheitsgebots auch Maßnahmenkaskaden mit unterschiedlicher Wirksamkeit „angeboten“ werden, aus denen sich der Pflichtige die für den konkreten Einzelfall notwendige und verhältnismäßige Maßnahme selbst aussuchen muss („Wenn Maßnahme A nicht zu einem ausreichenden Erfolg führt, besteht [zusätzlich] die Pflicht zur Maßnahme B“). Eine andere Möglichkeit besteht darin, dem Adressaten in der Verord-

nung Alternativmaßnahmen (Austauschmittel) zur Wahl zu stellen („Der Adressat muss entweder Maßnahme A oder B durchführen“).

Bei der Auswahl der „anzubietenden“ geeigneten Maßnahmen ist Einvernehmen mit der zuständigen landwirtschaftlichen Beratungsstelle herbeizuführen. Neben der Geeignetheit der Maßnahme zur Gefahrenabwehr von schädlichen Bodenveränderungen auf Grund von Bodenerosion durch Wasser müssen die Maßnahmen auch erforderlich und verhältnismäßig sein. Dabei ist die unterschiedliche Geeignetheit der Maßnahmen zur Gefahrenabwehr bei verschiedenen Ursachen oder Ursachenkombinationen zu berücksichtigen. Gleichzeitig ist zu bedenken, dass eine hinreichende Gefahrenabwehr im Regelfall nur durch die Ergreifung mehrerer, sich in ihrer Wirkung ergänzender Maßnahmen sichergestellt werden kann. Vor diesem Hintergrund muss die Auswahl der Maßnahmen immer an den Gegebenheiten des Einzelfalles ausgerichtet werden.

Die in der Tab. 7-2 aufgeführten Maßnahmen eignen sich im unterschiedlichen Maße für eine Anordnung im Rahmen eines Verwaltungsaktes. Wenn spezifische Ursachen nur einen eingeschränkten Handlungsspielraum für die Gefahrenabwehr zulassen, mithin nur wenige Maßnahmen oder sogar nur eine Maßnahme geeignet sind bzw. ist, die ursachenspezifischen Gefahren abzuwehren, dann wird im Regelfall einer konkreten Anordnung dieser Maßnahme(n) nichts im Wege stehen. Auch ist grundsätzlich die Anordnung zur Einstellung einer ackerbaulichen Nutzung möglich, wenn aufgrund der Standortbedingungen mit ackerbaulichen Mitteln keine Gefahrenabwehr sichergestellt werden kann.

Anders stellt sich die Situation dar, wenn vielfältige Maßnahmen grundsätzlich geeignet sind, die Gefahren mit hinreichender Sicherheit abzuwehren. In diesem Fall würde die Anordnung nur einer Maßnahme den Handlungsspielraum des Pflichtigen unnötig einkengen. Stehen gleich wirksame Maßnahmen zur Verfügung, dann können diese in der Anordnung als Austauschmittel nebeneinander gestellt werden. Bei unterschiedlich wirksamen, aber grundsätzlich geeigneten Maßnahmen können diese in der Anordnung entweder in die Auswahl des Pflichtigen gestellt oder als Handlungskaskade aufgenommen werden.



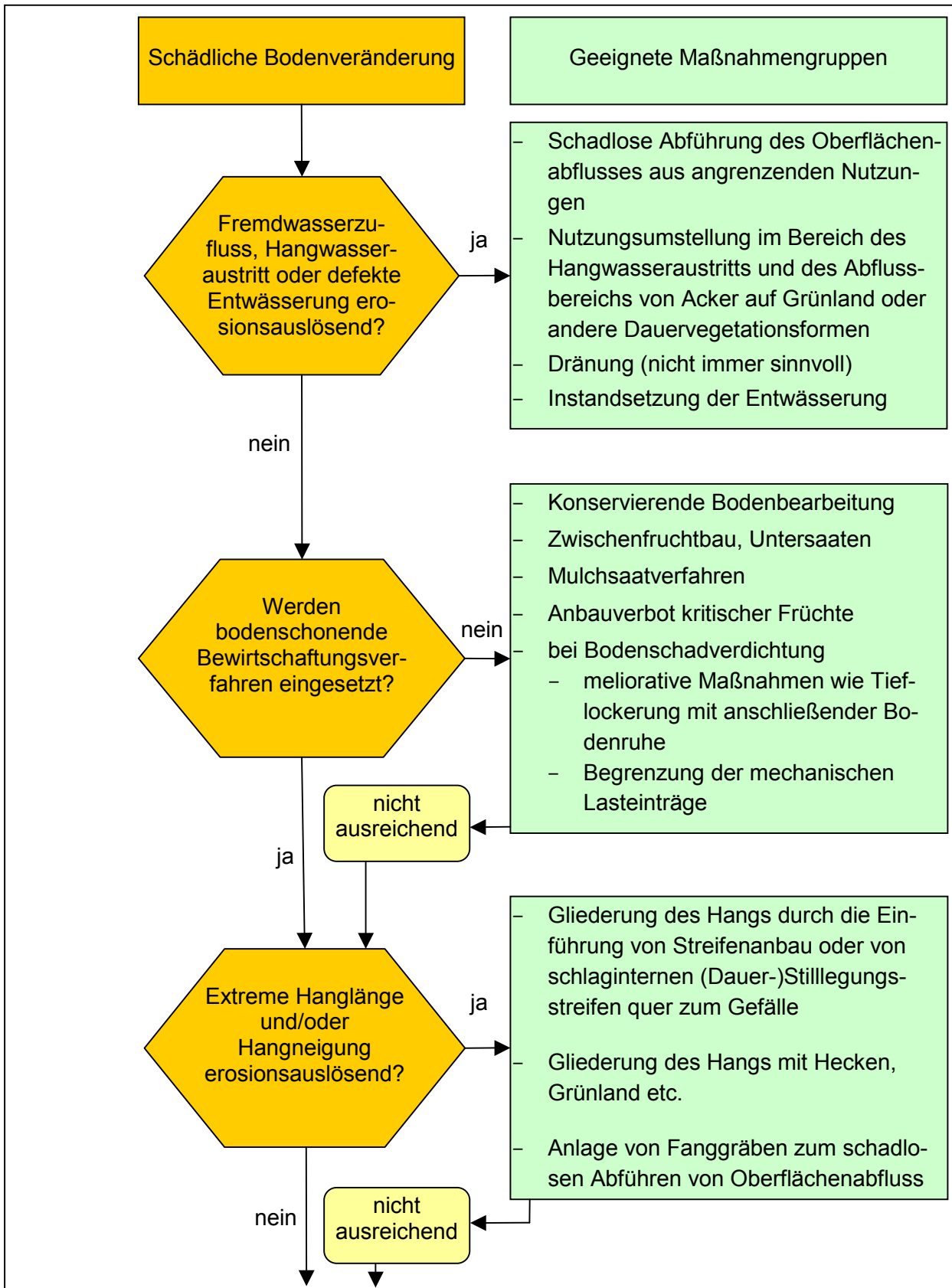


Abb. 7-1: Ableitung von Maßnahmen

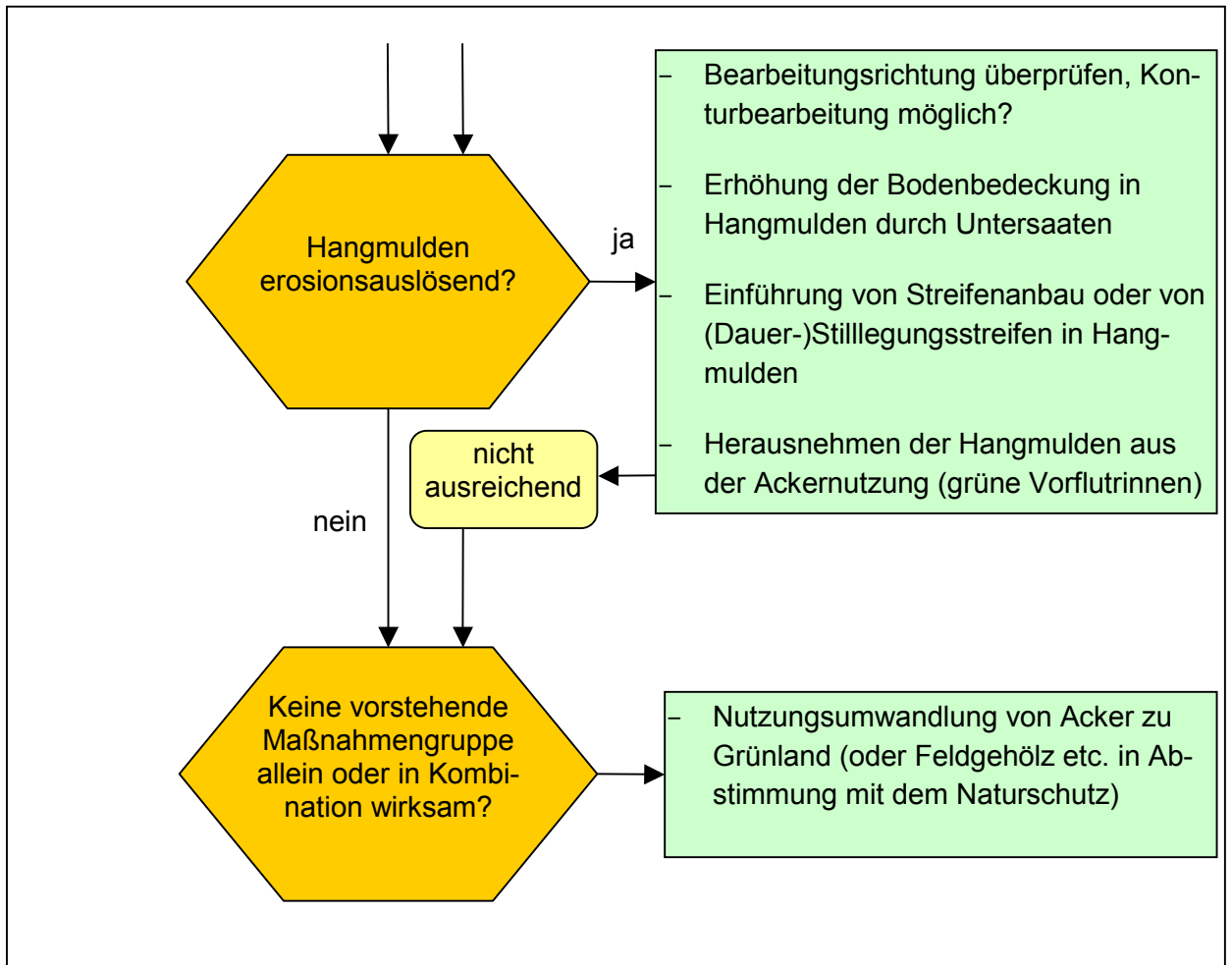


Abb. 7-1: Ableitung von Maßnahmen (Fortsetzung)

**Tab. 7-2: Mögliche Maßnahmen bei schädlichen Bodenveränderungen auf Grund von Bodenerosion durch Wasser**

Nr.	Maßnahmen	Beschreibung und Zielsetzung
<b>A) Maßnahmen der Gefahrenabwehr</b>		
<i>A1) grundsätzlich geeignete Maßnahmen</i>		
1	<b>Konservierende Bodenbearbeitungsverfahren inklusive Mulchsaatverfahren</b>	<p><b>Beschreibung:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• keine wendende Bodenbearbeitung (Pflugverzicht)</li> <li>• Reduzieren der Bearbeitungsintensität nach Art, Tiefe und Häufigkeit des mechanischen Eingriffs</li> <li>• Belassen von Pflanzenreststoffen der Vor- und/oder Zwischenfrüchte (Mulch) nahe oder auf der Bodenoberfläche, um ausreichend Mulchmaterial auf der Bodenoberfläche für die nachfolgende Hauptfruchtbestellung im Mulchsaatverfahren zu belassen. Eine Anpassung der Fruchtfolge, des Pflanzenschutzes und der Düngung kann notwendig sein.</li> <li>• Unterschieden wird die Mulchsaat <u>mit</u> und <u>ohne</u> Saatbettbereitung. Bei gutem Bodengefüge und guten Saatbedingungen sollte die Mulchsaat <u>ohne</u> Saatbettbereitung angestrebt werden, da mehr Mulchmaterial auf der Oberfläche verbleibt.</li> </ul> <p><b>Zielsetzung:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Aufbau und Sicherung eines stabilen, tragfähigen Bodengefüges sowie eines funktions-tüchtigen Porensystems durch längere Bodenruhe.</li> <li>• Steigern der Bodenbedeckung durch Belassen von Mulchmaterial nahe oder auf der Bodenoberfläche zum Schutz der Bodenoberfläche vor dem Regentropfenaufprall. Angestrebt wird eine möglichst ganzjährige Bodenbedeckung von mindestens 30 % durch Mulch oder Pflanzenbestand.</li> <li>• Steigern der biologischen Aktivität des Bodens durch Schattengare und Bereitstellen von organischem Material.</li> <li>• Bodenerosion wird im Vergleich zu Pflugverfahren sehr deutlich reduziert.</li> </ul>
2	<b>Direktsaatverfahren</b>	<p><b>Beschreibung:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Verzicht auf jegliche Bodenbearbeitung, das heißt keine Grundbodenbearbeitung, keine Stoppelbearbeitung und auch keine Saatbettbereitung.</li> <li>• Bestellung erfolgt mit Zinkensäscharen oder Scheibenscharen</li> <li>• Eine Anpassung der Fruchtfolge, des Pflanzenschutzes, der Düngung und ggf. des Saatzeitpunktes ist notwendig.</li> </ul> <p><b>Zielsetzung:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• vgl. Nr. 1</li> <li>• Bodenerosion wird im Vergleich zu Pflugverfahren im Regelfall (nahezu vollständig) vermieden.</li> </ul>
3	<b>Zwischenfruchtanbau</b>	<p><b>Beschreibung:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Anbau von Zwischenfrüchten als Herbstansaat, Untersaat oder Blanksaat</li> </ul> <p><b>Zielsetzung:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Steigern der Bodenbedeckung auch in Zeitspannen zwischen aufeinander folgenden Hauptfrüchten</li> <li>• Steigern der biologischen Aktivität des Bodens durch Schattengare, Durchwurzelung und Bereitstellen von organischem Material</li> </ul>

Nr.	Maßnahmen	Beschreibung und Zielsetzung
		<ul style="list-style-type: none"> <li>• Bereitstellen von Mulchmaterial für nachfolgende Mulchsaatverfahren (siehe Nr. 1)</li> </ul>
4	Fruchtfolgeänderungen	<p><b>Beschreibung:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Die Hauptfrüchte unterscheiden sich in ihrer Erosionsgefährdung. Entscheidend sind insbesondere die Dauer und die Dichte der Bodenbedeckung durch den Pflanzenbestand. Je länger und dichter der Boden durch den Pflanzenbestand bedeckt wird, umso geringer ist die Erosionsgefährdung durch die angebauten Hauptfrüchte. Wichtig ist weiterhin, wann die Zeitspannen mit geringer Bodenbedeckung innerhalb einer Fruchtfolge auftreten. Bei Ackerfrüchten, die erst spät den Boden dicht bedecken wie zum Beispiel Zuckerrüben, Mais, (Spät-)Kartoffeln oder Tabak, ist die Erosionsgefährdung hoch.</li> <li>• Die Erosionsgefährdung der Fruchtfolge kann durch Änderungen der angebauten Hauptfrüchte oder den zusätzlichen Anbau von Zwischenfrüchten (siehe Nr. 3) deutlich gesenkt werden.</li> <li>• Die Fruchtfolge ist der standörtlichen Erosionsgefährdung anzupassen. Je nach standörtlicher Erosionsgefährdung ist auf den Anbau von erosionsgefährdeten Ackerfrüchten zu verzichten. Die Erosionsgefährdung der bedeutendsten Ackerfrüchte ist näherungsweise in folgende Reihenfolge mit abnehmender Gefährdung zu bringen: Hopfen &gt; Feldgemüse &gt; Hackfrüchte / Mais ohne Schutzmaßnahmen &gt; Hackfrüchte / Mais mit Schutzmaßnahmen &gt; Sommergetreide / Winterraps &gt; Wintergetreide &gt; Feldfutter</li> </ul> <p><b>Zielsetzung:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Steigern der Dauer und Dichte der Bodenbedeckung, insbesondere in Zeiten mit hoher Wahrscheinlichkeit von Starkniederschlägen (Mai bis September).</li> </ul>
5	Nutzungswandel	<p><b>Beschreibung:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Bei sehr starker standörtlicher Erosionsgefährdung kann der Erosionsgefahr zumeist auch nicht mit den besten ackerbaulichen Erosionsschutzmaßnahmen entgegengewirkt werden.</li> <li>• Bei solchen Gefahrenlagen ist ein Nutzungswandel von Acker zu Grünland oder anderen Dauervegetationsformen zu überdenken.</li> </ul> <p><b>Zielsetzung:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Effektiver Schutz vor Bodenerosion auch auf sehr stark gefährdeten Standorten</li> </ul>
<i>A2) bei spezifischen Ursachen geeignete Maßnahmen</i>		
6	Hanglänge	<p><b>Beschreibung der Ursachen:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Das Ausmaß der Bodenerosion nimmt mit zunehmender erosionswirksamer Hanglänge zu, so dass eine Reduzierung der erosionswirksamen Hanglänge notwendig sein kann.</li> </ul> <p><b>Geeignete Maßnahmen:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Gliederung des Hangs durch Streifenanbau</li> <li>• Gliederung des Hangs mit Hecken, Feldgehölzen, Hochrainen, Grünland etc.</li> <li>• Anpassen der Schlaggröße, -ausrichtung, Wegführung, Landschaftsstrukturelemente an die Erosionsgefährdung des Hanges</li> <li>• Anlegen von Fanggräben mit einem Anschluss an die Vorflut oder mit speziellen Versickerungsbereichen</li> </ul>

Nr.	Maßnahmen	Beschreibung und Zielsetzung
7	Hangmulden	<p><b>Beschreibung der Ursache:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• In Hangmulden fließt der Oberflächenabfluss bevorzugt zusammen und kann dort massive lineare Bodenerosion verursachen. Je nach Gefährdung der Hangmulde sind unterschiedliche Maßnahmen entsprechend der nachstehenden Ausführungen zu ergreifen.</li> </ul> <p><b>Geeignete Maßnahmen:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Zur Vermeidung linearer Erosionsformen sind <u>stark gefährdete Hangmulden</u> dauerhaft zu begrünen. In Abhängigkeit von den örtlichen Verhältnissen kann das durch Anlegen von Grünland, Landschaftsstrukturelementen, Wald bzw. Etablierung potenziell natürlicher Vegetation geschehen.</li> <li>• In <u>weniger stark gefährdeten Hangmulden</u> sind besonders bodenschonende Bewirtschaftungsverfahren zu realisieren, die             <ul style="list-style-type: none"> <li>○ eine möglichst dauernde Bodenbedeckung und eine möglichst intensive Durchwurzelung gewährleisten sowie</li> <li>○ Beeinträchtigungen des Bodengefüges vermeiden.</li> <li>○ Bei Ackernutzung sind ggf. langjährige Stilllegungsmaßnahmen gezielt in stark gefährdete Hangmulden zu legen, um ausreichende Bodenbedeckung (auch über Winter), hohe bodenbiologische Aktivitäten und letztlich hohe Infiltrationsraten zu gewährleisten.</li> </ul> </li> <li>• Ergänzend sind die Einzugsgebiete der Hangmulden konservierend zu bearbeiten und Mulchsaatenverfahren anzuwenden, um die Abflussbildung und den Bodenabtrag zu vermindern (vgl. Nr. 1 bis 4).</li> </ul>
8	Fremdwasserzutritt	<p><b>Beschreibung der Ursache:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Bodenerosion auf landwirtschaftlich genutzten Flächen kann durch den Zutritt von Fremdwasser aus oberliegenden Flächen ausgelöst werden. Fremdwasser kann von Siedlungs-, Gewerbe- und Verkehrsflächen sowie von Baustellen zufließen, wenn der Niederschlagswasserabfluss von diesen Flächen nicht ordnungsgemäß gefasst und abgeführt wird. Aber auch aus Wäldern oder Grünland kann Fremdwasser auf Ackerflächen übertreten, wenn die Wald- bzw. Grünlandböden zur schnellen Abflussbildung neigen. Eine schnelle Abflussbildung unter Wald und Grünland ist insbesondere dann möglich, wenn die Böden sehr gering mächtig sind, also nicht viel Niederschlagswasser speichern können, wenn Hang- oder Staunässe vorliegt oder wenn oberflächennahe Verdichtungen – zum Beispiel durch Viehtritt auf Weiden – eine schnelle Versickerung des Niederschlages verhindern.</li> </ul> <p><b>Geeignete Maßnahmen:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Ordnungsgemäße Fassung und Abführung von Niederschlagswasserabfluss von Siedlungs-, Gewerbe- und Verkehrsflächen sowie von Baustellen.</li> <li>• Unterhalb von Flächen mit schneller Abflussbildung können Fanggräben mit einem Anschluss an die Vorflut oder mit speziellen Versickerungsbereichen angelegt werden.</li> <li>• Wirken Bodenverdichtungen abflussauslösend, dann sind (Tief-)Lockerungsmaßnahmen zu prüfen.</li> </ul>
9	Hangwasseraustritt	<p><b>Beschreibung der Ursache:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Unterhalb von Hangwasseraustritten kann wiederkehrend Bodenerosion ausgelöst werden, ohne dass auf den anderen Hangflächen Bodenerosion auftreten muss.</li> </ul> <p><b>Geeignete Maßnahmen:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Bei entsprechenden Schäden können Nutzungsumstellung im Bereich des Hangwasseraustritts und des unterliegenden Abflussbereichs von Acker zu Grünland oder anderen Dauervegetationsformen notwendig sein.</li> <li>• Auch das Anlegen einer Fangdrainage bzw. deren Instandsetzung kann Abhilfe schaffen, wenn nicht der Schutz der natürlichen Bodenfunktion im Wasserhaushalt vorrangig ist</li> </ul>

Nr.	Maßnahmen	Beschreibung und Zielsetzung
10	Sehr hohe Abflussbereitschaft / Defekte Dränagen	<p><b>Beschreibung der Ursache:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Auf vernässten Böden (undurchlässiger Untergrund oder stauende Bodenschichten aufgrund der natürlichen Bodenentwicklung) und auf technogen übermäßig verdichteten Böden (zum Beispiel Pflugsohlenverdichtungen) tritt bei großen Niederschlagshöhen und Niederschlagsintensitäten häufig sehr schnelle Oberflächenabfluss auf, weil das freie Speichervermögen der Böden für Niederschlagswasser begrenzt ist. Dadurch kann Bodenerosion ausgelöst werden.</li> <li>• Für die vernässten und technogen übermäßig verdichteten Böden bieten sich unterschiedliche geeignete Maßnahmen an, die im Folgenden getrennt beschrieben werden.</li> </ul> <p><b>Geeignete Maßnahmen:</b></p> <p><b>Stau- oder hangnasse Böden</b></p> <p>Bei starker Staunässe sind folgende Maßnahmen in Betracht zu ziehen:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Auf bisher nicht gedränten Ackerflächen ist eine Nutzungsumstellung zu Dauervegetationsformen zu prüfen.</li> <li>• Auf bereits entwässerten Flächen mit funktionsuntüchtigen Dränen / Gräben ist zu überprüfen, ob eine Wiedervernässung bodenschutzfachlich und landschaftsplanerisch sinnvoll ist. Wenn ja und ackerbauliche Nutzung weiterhin erwünscht, dann wird die Entwässerung wiederhergestellt, wenn nein, dann keine Wiederherstellung der Entwässerung. (Hinweis: Die vorgenannte Abwägung darf nicht in dem Sinne missverstanden werden, dass grund- oder staunasse Böden grundsätzlich entwässert werden sollten, um der Erosion vorzubeugen.)</li> </ul> <p><b>Übermäßig verdichtete Böden</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Bei vorliegenden Gefügeschäden ist zu prüfen, ob eine Melioration des Standortes durchgeführt werden muss.</li> <li>• Tiefenlockerung schadverdichteter Böden mit anschließender bodenschonender Bewirtschaftung (nach der Lockerung mindestens 1-jähriger Anbau tiefwurzelnder Pflanzen als Dauerbegrünung, Aufwuchs mulchen zur Anregung der biologischen Aktivität im Boden, insbesondere zur Stimulierung der Regenwurmaktivität)</li> </ul>
11	Hochwassererosion	<p><b>Beschreibung der Ursache:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Bei Hochwasserereignissen treten die Fließgewässer aus ihren Gewässerbetten und überschwemmen weite Auenbereiche. Im Stromstrich, also dort, wo der Hochwasserabfluss in der Aue hohe Abflussgeschwindigkeiten aufweist, kann erhebliche Bodenerosion auftreten, insbesondere wenn der Boden nicht durch eine dichte Vegetationsschicht geschützt ist. Auf Ackerflächen kann davon der gesamte humose Oberboden (Ap-Horizont) betroffen sein.</li> </ul> <p><b>Geeignete Maßnahmen:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Bei derartigen Gefahrenlagen kann im Bereich des Stromstriches des ausgeferten Hochwassers eine Nutzungsumstellung von Acker zu Grünland oder anderen Dauervegetationsformen notwendig sein.</li> </ul>

<b>B) begleitende Maßnahmen</b>		
<b>Nr.</b>	<b>Maßnahmen</b>	<b>Beschreibung und Maßnahmen</b>
12	<b>Reduzierte mechanische Beanspruchung</b>	<p><b>Beschreibung:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Die Infiltration von Niederschlagswasser und die Speicherung des Wassers im Boden werden entscheidend durch das Bodengefüge bestimmt. Aus diesem Grund sollten jegliche übermäßige Beeinträchtigung des Bodengefüges durch Befahrungen vermieden werden.</li> </ul> <p><b>Maßnahmen:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Konsequenter Bodengefügeschutz: Keine Befahrung bei zu hohen Bodenfeuchten; Reduzieren der Gesamtmassen der Ackerfahrzeuge, Radlasten und Kontaktflächendrücke z. B. durch Einsatz leichterer Erntemaschinen(-geräte) und/oder nicht volles Ausschöpfen der Bunkerkapazitäten insbesondere zu Zeiten hoher Bodenfeuchten; Verringern der Überfahrhäufigkeiten; Reduzieren der dynamischen Effekte des Befahrens; Reduzieren der Reifeninnendrucks; Reduzieren der Viehbesatzdichte auf Grünland</li> </ul>
13	<b>Anpassen der Düngung und Ausgleich der Humusbilanz</b>	<p><b>Beschreibung:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Die Düngung kann sowohl stabilisierend als auch destabilisierend auf das Bodengefüge einwirken. Kalkungsmaßnahmen bewirken in der Regel eine Stabilisierung des Bodengefüges. Eine übermäßige Versorgung mit Kalium und Natrium destabilisieren das Bodengefüge.</li> <li>Der Humusgehalt trägt entscheidend zur Gefügestabilisierung bei. Bei einer standortgerechten Humusversorgung wird der Aufbau und Erhalt stabiler Bodenaggregate durch die Förderung der biologischen Aktivität unterstützt. Dadurch wird die Verschlammungsneigung herabgesetzt sowie die Wasserleitfähigkeit und Wasserspeicherfähigkeit verbessert, so dass ein Beitrag zur Verzögerung der Abflussbildung und zur Minderung der Bodenerosion geliefert wird.</li> </ul> <p><b>Maßnahmen:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Ausreichende Kalkung orientiert an den Ziel-pH-Werten der landwirtschaftlichen Beratungsstellen</li> <li>Reduzierung der K- und Na-Düngung insbesondere bei verschlammungsgefährdeten Schluffböden und feinsandreichen Böden, wenn die Versorgungsstufen d und E vorliegen.</li> <li>Ausgleich der Humusbilanz durch Ausbringen organischer Dünger oder Komposte, Anbau von Zwischenfrüchten oder Belassen von Ernteresten auf dem Feld</li> </ul>
14	<b>Weitere ackerbauliche Maßnahmen</b>	<p><b>Beschreibung:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Weitere nachfolgend genannte ackerbauliche Maßnahmen können einen Beitrag zum Schutz vor Bodenerosion liefern.</li> </ul> <p><b>Maßnahmen:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Ausrichten der Bearbeitungsrichtung: Die Erosionsgefährdung nimmt in folgender Reihenfolge ab: Bearbeitung in Falllinie &gt; quer zur Falllinie &gt; höhenlinienparallele Bearbeitung</li> <li>Breitsaat: Breitsaatverfahren anstatt Reihensaat, insbesondere bei Mais; reihenunabhängige Ernte-technik ist notwendig</li> <li>Änderungen der Erntetermine: Vorverlegung der Erntetermine von normalerweise spät im Herbst geernteten Ackerfrüchten wie Mais und Zuckerrüben, so dass Neuansaat einer Folgekultur oder einer Winterzwischenfrucht ermöglicht wird und die mit der Ernte verbundenen hohen mechanischen Bodenbelastungen nicht in Zeiten hoher (Unter-)Bodenfeuchten anfallen</li> <li>Frühsaaten von Winterungen zur Etablierung eines relativ dichten Bestandes vor Winter. Diese Maßnahme ist in vielen Fällen notwendig, da geringe Bodenbedeckungsgrade und geringe Durchwurzelung des Bodens durch spärlich entwickelte Winterungen keinen hinreichenden Bodenschutzeffekt bewirken. Den phytosanitären Nachteilen der Frühsaat kann mit einer ausreichend weit gestellten Fruchtfolge entgegengewirkt werden.</li> </ul>

## 8 Zusammenfassung

Der Boden- und Stoffaustrag mit dem oberflächlich abfließenden Wasser (Oberflächenabfluss) und mit dem Zwischen- bzw. Dränabfluss ist in einigen Regionen Nordrhein-Westfalens von besonderer Bedeutung. Mit dem abfließenden Wasser wird nicht nur Bodenmaterial auf andere Flächen oder in Gewässer verfrachtet, sondern gleichzeitig werden auch Nährstoffe und Pflanzenschutzmittel transportiert, die Fließgewässer oder angrenzende empfindliche Biotope beeinträchtigen können. In § 17 des Bundes-Bodenschutzgesetzes ist festgelegt, dass im Rahmen der guten landwirtschaftlichen Praxis Bodenabträge möglichst zu vermeiden sind (Vorsorge). Werden durch Bodenabträge schädliche Bodenveränderungen hervorgerufen, so sind Maßnahmen der Gefahrenabwehr nach § 8 Bundes-Bodenschutz- und Altlasten-Verordnung erforderlich.

Bereits 1996 wurde vom Landesumweltamt das Verbundvorhaben „Boden- und Stoffabtrag von Ackerflächen - Ausmaß und Minderungsstrategien“ initiiert. Das inzwischen abgeschlossene Vorhaben hatte folgende Zielstellungen:

- Quantifizieren des mit Oberflächen- und Zwischen-/Dränabfluss und mit dem Bodenabtrag einhergehenden Abtrags von Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffen und Nährstoffen (Stickstoff und Phosphor) von geeigneten Ackerflächen bei praxisüblichen Bewirtschaftungsbedingungen
- Untersuchen und Bewerten der Relevanz der Eintragspfade
- Überprüfen von Maßnahmen zur Verringerung der Belastung

Es wurden insgesamt 5 Teilprojekte durchgeführt, die jeweils folgende Aspekte beleuchten sollten:

1. Abschwemmung von Boden, Pflanzenschutzmitteln und Nährstoffen von Ackerflächen bei konventioneller, praxisüblicher Bewirtschaftung
2. Konservierende Bodenbearbeitung als ackerbauliche Maßnahme zur Verringerung des Bodenabtrags und des diffusen Eintrags von Pflanzenschutzmitteln und Nährstoffen in Oberflächengewässer
3. Auswirkungen der konservierenden Bodenbearbeitung mit Mulchsaat auf den Pflanzenschutzmittel- und Nährstofftransport im Boden, insbesondere mit dem Dränagewasser
4. Wirksamkeit von Filterstreifen zur Verringerung des Bodenabtrags und des diffusen Eintrags von Pflanzenschutzmitteln und Nährstoffen in Oberflächengewässer
5. Literaturstudie „Pflanzenschutzmittel- und Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer aus diffusen Quellen: Die Bedeutung unterschiedlicher Eintragspfade und Ansätze zu Modellierung des Eintrags“



Die Versuche wurden unter üblichen Anbaubedingungen im Feld- (Teilprojekte 1 und 3) bzw. im Parzellenmaßstab mit Flächen > 100 m<sup>2</sup> (Teilprojekte 2 und 4) durchgeführt. Über Mess- und Probennahmeautomaten wurden die Abflusskomponenten Oberflächenabfluss, Dränabfluss und Zwischenabfluss erfasst. Weiterhin wurden der Bodenabtrag sowie die gelösten und partikulär gebundenen Stoffausträge gemessen. Die Messungen erfolgten in den Projekten während natürlicher, z. T. auch während künstlicher Niederschläge.

Als wesentliche allgemeine Ergebnisse der mehrjährigen Untersuchungen lassen sich festhalten:

- Oberflächenabfluss in Folge von Infiltrationsüberschuss (Horton'scher Abfluss) tritt verstärkt erst ab Niederschlagssummen von rund 10 mm bzw. Niederschlagsintensitäten von rund 50 mm/h auf.
- Die Summenwerte der Boden- und Stoffausträge mit dem Oberflächenabfluss werden in NRW durch Extremereignisse dominiert. So wurden beispielsweise im Teilprojekt 1 rund 60 % des gesamten Bodenabtrags der Untersuchungsperiode (~ 60 t/ha) durch ein Einzelereignis ausgetragen. In den einzelnen Versuchsjahren wurden überwiegend nur Erosionsereignisse mit geringen Bodenabträgen < 1 t/ha erfasst.
- Pflanzenschutzmittel werden im Oberflächenabfluss entsprechend ihrer Stoffeigenschaften entweder vorwiegend in gelöster (z. B. Metamitron, Ethofumesat, Chloridazon) bzw. in partikulär gebundener Form (z. B. Pendimethalin) ausgetragen. Der auf die Anwendungsmengen bezogene relative Wirkstoffaustrag schwankt stark in Abhängigkeit vom Erosionsgeschehen und von den Stoffeigenschaften. In den Teilprojekten wurden zumeist relative Austräge zwischen 0 und 1,4 % der Aufwandsmenge ermittelt.
- Im Dränabfluss wurden nur gut wasserlösliche Pflanzenschutzmittelwirkstoffe gefunden, wie z. B. Isoproturon, Terbutylazin und Metolachlor. Der relative Austrag lag hier in der Regel zwischen 0 und 0,1 % der Aufwandsmenge; dieser Anteil stieg aber unter ungünstigen Bedingungen stark an. So wurde in einem Fall ein relativer Wirkstoffaustrag in Höhe von 11 % ermittelt. Dieser hohe Austrag wurde durch hohe Niederschlagssummen (100 mm Niederschlag in einer 5-Tageperiode) mit einhergehenden hohen Dränabflüssen 7 Tage nach der Ausbringung des Rapsherbizides Metazachlor verursacht.
- Die Konzentrationen der Pflanzenschutzmittel lagen sowohl im Oberflächen- als auch im Dränabfluss zumeist im Bereich um 100 µg/l. Im Oberflächenabfluss wurden maximale Gehalte von 2.100 µg/l Metolachlor, 1.300 µg/l Terbutylazin und 5.000 µg/l Pendimethalin gemessen. Vor diesem Hintergrund sind Beeinträchtigungen des Schutzgutes „aquatische Lebensgemeinschaften“ – insbesondere in Fließgewässern mit geringer Wasserführung – nicht auszuschließen.

- Die Ergebnisse der Untersuchungen zur konservierenden Bodenbearbeitung machen deutlich, dass der Oberflächenabfluss sowie der Boden- und Stoffabtrag in der Reihenfolge Pflug-, Mulchsaat- und Direktsaatvariante abnehmen. Eingedenk der Ergebnisse anderer Untersuchungen lassen sich die Boden- und Stoffabträge durch konservierende Bodenbearbeitung zumeist auf 50 bis 10 % der Abträge unter Pflugbewirtschaftung reduzieren, wobei eine Direktsaat in der Regel die Abträge am stärksten verringert.
- Filterstreifen halten Boden- und Stoffabträge von Ackerflächen sehr effektiv zurück. Die Versuchsergebnisse zeigen, dass die Wirksamkeit der Filterstreifen mit zunehmender Rauigkeit und Filterlänge zunimmt. So sind Grasfilterstreifen aufgrund der dichteren Vegetationsdecke effektiver als Ackerrandstreifen. Der Boden- und Stoffrückhalt in den Filterstreifen steigt in der Reihenfolge Ackerrandstreifen, 6 m Grasfilterstreifen und 12 m Grasfilterstreifen an; in den genannten Varianten betrug die Retentionsleistung rund 50, 90 bzw. 95 % der Boden- und Stoffeinträge. Bei großen Erosionsereignissen ist allerdings mit einem linienhaften Überspülen der Filterstreifen zu rechnen, wodurch die filternde Wirkung in diesen Fällen stark herabgesetzt wird.

Die Untersuchungsergebnisse des Verbundvorhabens machen deutlich, dass für den Bodenschutz auf Ackerflächen (On-site-Bereich) mit konservierenden Bodenbearbeitungs- und Bestelltechniken ein effektives und praxistaugliches Instrumentarium zur Verminderung der Boden- und Stoffabträge zur Verfügung steht. Ergänzende Maßnahmen im Off-site-Bereich wie Filterstreifen oder Landschaftsstrukturelemente können die Boden- und Stoffeinträge weiter reduzieren. Beide Maßnahmengruppen dienen damit auch dem Gewässerschutz.

Einschränkend muss zu den Verfahren der konservierenden Bodenbearbeitung angemerkt werden, dass aufgrund der besseren Bodenstruktur ein abwärts gerichteter Makroporenfluss wahrscheinlicher wird und folglich erhöhte Stoffausträge über den Drainage- und Zwischenabfluss möglich sind. Die Ergebnisse des Vorhabens erlauben hierzu allerdings keine abschließende Bewertung. Einerseits konnten in den verschiedenen Teilprojekten zwar einzelne Nachweise von erhöhten Stoffkonzentrationen im Dränabfluss in Folge von Makroporenfluss nachgewiesen werden. Andererseits waren aber die Stoffkonzentrationen und -frachten im Dränabfluss in der Regel unter den entsprechenden Werten des Oberflächenabflusses.

Die Beurteilung der unterschiedlichen Verfahren der Bodenbearbeitung muss sowohl die Auswirkungen auf Stofffrachten als auch Stoffkonzentrationen berücksichtigen. Hinsichtlich der Stofffrachten (= Gesamtausträge aller Abflusskomponenten) sind konservierende Bodenbearbeitungs- und Bestellverfahren durchweg günstiger einzuschätzen. Problematisch können hohe Stoffkonzentrationen im Dränabfluss unter konservierend bearbeiteten Ackerflächen sein, die durch verstärkten Makroporenfluss auftreten können. Diesem Problem kann jedoch durch die Auswahl geeigneter Wirkstoffe für den chemischen Pflanzenschutz entgegengewirkt werden. Stellt sich für eine Ackerfläche heraus, dass der Makro-

porenfluss aufgrund erhöhter Austräge mit den Drainage- oder Zwischenabflüssen bewertungsrelevant ist, so wären auf einer solchen Fläche möglichst stark sorbierende Wirkstoffe anzuwenden.

Auf der Grundlage der Ergebnisse des Verbundvorhabens und unter Einbeziehung der Erkenntnisse aus anderen wissenschaftlichen Studien gibt der Bericht Hilfestellungen für die Vollzugsaufgaben der Bodenschutzbehörden. So werden Hinweise zu den Ursachen von Boden- und Stoffabträgen aufgezeigt und Hilfen zur Ableitung von wirksamen und verhältnismäßigen Schutzmaßnahmen gegeben.

## 9 Literaturverzeichnis

- AG Boden: Bodenkundliche Kartieranleitung. Stuttgart: Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, 1994.
- Ahuja, L.R., J.D. Ross, O.R. Lehman (1981): A theoretical analysis of interflow of water through surface soil horizons with implications for movement of chemicals in field runoff. *Water Resources Research* 17, 65-72.
- Auerswald, K. (1984): Die Bestimmung von Faktorwerten der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung mit künstlichen Starkregen. Diss. Weihenstephan.
- Auerswald, K. (1986): Eignung der Hangneigungsfaktoren verschiedener Erosionsmodelle unter bayerischen Anbauverhältnissen. *Z. f. Kulturtechnik und Flurbereinigung*, 218-224.
- Auerswald, K. (1993a): Bodeneigenschaften und Bodenerosion. Relief - Boden - Paläoklima. Bd. 8. Berlin, Stuttgart: Verlag Gebrüder Borntraeger.
- Auerswald, K. (1993b): Gewässerschutz durch Bodenschutz. *agrarspectrum*. Bd. 21. Frankfurt a.M.: DLG-Verlag (Verlagsunion Agrar), 150-160.
- Auerswald, K. (1996): Jahrgang der Eintrittswahrscheinlichkeit erosiver Starkregen in Süddeutschland. *Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung*, H. 2, 81-84.
- Auerswald, K. M. Kainz, S. Angermüller, H. Steindl (1996): Influence of exchangeable potassium on soil erodibility. *Soil Use and Management*, 117-121.
- Auerswald, K., F. Schmidt (1986): Atlas der Erosionsgefährdung in Bayern - Karten zum flächenhaften Bodenabtrag durch Regen. GLA-Fachbericht 1. München: GLA.
- Bach, M. (1997): PSM-Emissionen aus Hofabläufen - Größenordnung und Einflußfaktoren. Beiträge des Symposiums "Pestizideinträge in Oberflächengewässer aus landwirtschaftlichen Hofabläufen - Kenntnisstand und Minderungsmaßnahmen" am 19. Februar im UBA, Berlin: UBA, 55-64.
- Bach, M., H.-G. Frede, G. Lang (1997): Entwicklung der Stickstoff-, Phosphor-, und Kaliumbilanz der Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland. Studie der Gesellschaft für Boden- und Gewässerschutz e.V. (Wettenberg) im Auftrag des Industrieverbandes Agrar e.V. (Frankfurt a.M.), unveröffentlicht. Frankfurt a.M.: IVA.
- Bach, M., J. Fabis, H.-G. Frede (1994): Schutzfunktionen von Uferstreifen für Gewässer im Mittelgebirgsraum. *Wasserwirtschaft* 84(10), 524-529.
- Bailey, G.W., R.R. Swank, H.P. Nicholson (1974): Predicting pesticide runoff from agricultural land: a conceptual model. *Journal of Environmental Quality*, 95ff.
- Baker, J.L., H.P. Johnson (1983): Evaluating the Effectiveness of BMPs from Field Studies. In: Schaller, F.W., G.W. Bailey (ed.): *Agricultural Management and Water Quality*. Iowa State University, Ames/IA (USA), 281-304.
- Baker, J.L., H.P., Johnson (1979): The effect of tillage systems on pesticides in runoff from small watersheds. *Transactions ASAE* 22, 554-559.
- Baker, J.L., J.M. Laflen, H.P. Johnson (1978): Effect of tillage systems on runoff losses of pesticides. A rainfall simulation study. *Transactions ASAE* 21, 886-892.
- Baker, J.L., J.M. Laflen, R.O. Hartwig (1982): Effects of corn residues and herbicide placement on herbicide runoff losses. *Transactions ASAE* 25, 340-343.
- Baker, J.L., K.A. Kruger, J.V. Setzler (1981): The concentrations and transport of pesticides in northwestern Ohio rivers - 1981. Report on contract CACW 49-81 C 0028, Tech. Rep. Ser. 20, Lake Erie Wastewater Management Study. Buffalo, NY (USA): U.S. Army Corps of Engineers.
- Barfield, B. J., R.L. Blevins, A.W. Fogle, C.E. Madisom, S. Inamdard, D.I. Carey, V.P. Evangelou (1998): Water quality impacts of natural filter strips in karst areas. *Transactions of the ASAE* 41, 371-381.
- Barfield, B.J. et al. (1992): Water quality impacts of natural riparian grasses: empirical studies. ASAE-Paper No. 922100. St. Joseph, Michigan: ASAE.

- Barnett, A.P., E.W. Hauser, A.W. White, J.H. Holladay (1967): Losses of 2,4-D in washoff from cultivated fallow land. *Weeds* 15, 133-137.
- Bashkin, V. (1989): Accumulation of agrochemicals and their metabolites in surface and ground water of various agroclimatic areas. In: Toxic substance in agricultural water supply and drainage: an international environ. perspective. Papers from the second pan-american regional Conf. of the Commission on Irrigation and Drainage, Ottawa, Can., 8.-9. June 1989, 367-388.
- Behrendt, H., A. Boekhold (1993): Phosphorus saturation in soils and groundwater. *Land Degradation & Rehabilitation*, H. 4, 233-243.
- Behrendt, H., L. Lademann, W.-G. Pagenkopf, R. Pöthig (1996): Vulnerable areas of phosphorus leaching - detection by GIS-analysis and measurements of phosphorus sorption capacity. *Water Sciences and Technology* 4-5, 175-181.
- Beisecker, R. (1994): Einfluß langjährig unterschiedlicher Bodenbearbeitungssysteme auf das Bodengefüge, die Wasserinfiltration und die Stoffverlagerung eines Löß- und eines Sandbodens. *Bodenökologie und Bodengenese*. Berlin: Institut für Ökologie, Heft 12.
- Bengtson, R.L., L.M. Southwick (1993): Effect of subsurface drainage on alachlor and norflurazon losses. ASAE, International Winter Meeting, 14.-17. Dec. 1993, Paper No. 93-2517.
- Bengtson, R.L., L.M. Southwick, G.H. Willis, C.E., Carter (1990): The influence of subsurface drainage practices on herbicide losses. *Trans. ASAE*, 2, 415-418.
- Berryhill, W.S., A.L. Lanier, M.D. Smolen (1989): The impact of conservation tillage and pesticide use on water quality: research needs. In: D.L. Weigmann (ed.): Pesticides in terrestrial and aquatic environments. Proceedings of a Nat. Research Conference 11.-12. May 1989 in Blacksburg, 397-404.
- Blume, H.-P. et al. (Autorenkollektiv) (1995): Gefügestabilität ackerbaulich genutzter Mineralböden. Teil I: Mechanische Belastbarkeit. DVWK-Merkblätter 234/1995. Bonn: Wirtschafts- u. Verlagsgesell. Gas u. Wasser mbH.
- Blume, H.-P. et al. (Autorenkollektiv) (1997): Gefügestabilität ackerbaulich genutzter Mineralböden. Teil II: Auflastabhängige Veränderung von bodenphysikalischen Kennwerten. DVWK-Merkblätter 235/1997. Bonn: Wirtschafts- u. Verlagsgesell. Gas u. Wasser mbH.
- BMVEL (2002): Gute fachliche Praxis zur Vorsorge gegen Bodenschadverdichtungen und Bodenerosion. Bonn.
- Borst et al. (1945): zit. In: McCool et al. (1987)
- Botschek, J. (1991): Bodenkundliche Detailkartierung erosionsgefährdeter Standorte in Nordrhein-Westfalen und Überprüfung der Bodenerodierbarkeit (K-Faktor). *Hamburger Bodenkundliche Arbeiten*. Bd. 16.
- Botschek, J., Maimann, B. und Skowronek, A. (2000): Stofftransporte und Reliefformung durch Tunnelerosion im Bergischen Land; *Z. Geomorph. N. F.; Suppl.* Bd. 121, S. 45-61.
- Bovey, R.W., E. Burnett, C. Richardson, M.G. Merkle, J.R. Baur, W.G. Knisel (1974): Occurrence of 2,4,5,-T and picloram in surface runoff water in the Blacklands of Texas. *Journal of Environmental Quality* 3: 61-64.
- Bovey, R.W., E. Burnett, C. Richardson, M.G. Merkle, J.R. Baur, W.G. Knisel (1975): Occurrence of 2,4,5,-T and picloram in surface runoff water in the Blacklands of Texas. *Journal of Environmental Quality* 3, 61-64.
- Bradley, J.R., T.J. Sheets, M.D. Jackson (1972): DDT and toxaphene movement in surface water from cotton plots. *Journal of Environmental Quality* 1, 102-105.
- Braun, M., J. Leuenberger (1991): Abschwemmung von gelöstem Phosphor auf Ackerland und Grasland während den Wintermonaten. *Landwirtschaft Schweiz*. 4, 10, 555-560.
- Braun, M., P. Hurni, N. von Albertini (1993): Abschwemmung von Phosphor auf Grasland an zwei verschiedenen Standorten im Einzugsgebiet des Sempachersees. *Landwirtsch. Schweiz*. 6, 10.
- Breeuwsma & Schoumans (1987), zit. In: Behrendt et al. (1996)
- Brehm, J., M.P.D. Meijering (1982): Fließgewässerkunde - Einführung in die Limnologie der Quellen, Bäche und Flüsse. Heidelberg: Quelle & Meyer (Biologische Arbeitsbücher 36).

- Brümmer, G.W., W. Pestemer, H. Dibbern, G. Welp (1994): Verlagerungsvorgänge und ihre Modellierung. In: DFG (Hrsg.): Ökotoxikologie von Pflanzenschutzmitteln, Sachstandbericht, Senatskommission zur Beurteilung von Stoffen in der Landwirtschaft, Mitteilung 1. Weinheim: VCH Verlagsgesellschaft mbH.
- Brunotte, J., B. Winnige, M. Frielinghaus, C. Sommer (1999): Der Bodenbedeckungsgrad - Schlüssel für gute fachliche Praxis im Hinblick auf das Problem Bodenabtrag in der pflanzlichen Produktion. In: Bodenschutz, Nr. 2/1999, S. 57 - 61.
- Buhler, D.D., G.W. Randall, W.C. Koskinen, D.L. Wyse (1993): Atrazine and alachlor losses from subsurface tile drainage of a clay loam soil. *Journal of Environmental Quality*, 583-588.
- BUND & AGÖL (Hrsg.) (1997): Wasserschutz durch Ökologischen Landbau - Leitfaden für die Wasserwirtschaft. Bonn, Darmstadt: BUND, AGÖL.
- Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV), 1999. BGBl. I, Nr. 36 vom 16.7.1999, S. 1554ff.
- Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG), 1998. BGBl. I, Nr. 16 vom 24.3.1998. S. 502-510.
- Bunte, D., W. Pestemer (1988): Herbiziddynamik im Boden, Forschungsbericht 1986-88. In: Sonderforschungsbereich 179 „Wasser und Stoffdynamik in Agrarökosystemen“. Braunschweig.
- BVB – Bundesverband Boden, Fachausschuss „Gefahrenabwehr bei Bodenerosion“ (2004): Handlungsempfehlungen zur Gefahrenabwehr bei Bodenerosion. Veröffentlichung in Vorbereitung.
- Caro, J.H. (1976): Pesticides in agricultural runoff. In: B.A. Stewart (ed.): Control of water pollution from cropland. Vol. 2. An overview. USEPA EPA-600/2-75-0026b. Washington: USDA, Print Office, 91-119.
- Clay, S.A., W.C. Koskinen, P. Carlson (1991): Alachlor movement through intact soil columns taken from two tillage systems. *Weed Technology*, 485ff.
- Davidson, J.M., G.H. Brusewitz, D.R. Baker, A.I. Wood (1975): Use of soil parameters for describing pesticide movement through soils. USEPA EPA-660/2-75-009. Washington: USDA, Print Office.
- DBG (1992): Strategien zur Reduzierung standort- und nutzungsbedingter Belastungen des Grundwassers mit Nitrat. Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft. Arbeitsgruppe Bodennutzung in Wasserschutz- und -schongebieten. Oldenburg: DBG.
- Deal, C.S., J.W. Gilliam, R.W. Skaggs, K.D. Konyha (1986): Predicting of nitrogen and phosphorus losses as related to agricultural drainage system design. *Agri. Ecosystems and Environment*, 37-51.
- Denkler, M., G.W. Brümmer (1992): Untersuchungen zu Pflanzenschutzmitteln in Böden und Bodenlösungen: Gehalte und mikrobielle Toxizität. Abschlußbericht für das MURL. Düsseldorf: Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft Nordrhein-Westfalen, 52S.
- Deumlich, D. (1988): Nutzung eines kleinen Feldregensimulators zur Überprüfung der Erodierbarkeit von Böden auf Jungmoränenstandorten. *Akd. Landwirtschh. Wiss. DDR*, 269, 505-511.
- Dillaha, T.A. (1989): Water quality impacts of vegetative filter strips. ASAE Paper No. 89-2043. St. Joseph, Mich. (USA): ASAE.
- Diseker, E.G., R.E. Yoder (1936): Sheet erosion studies on cecil clay. *Alabama Agr. Exp. Sta. Bull.* 245.
- Diseker/Yoder (1936): zit. In: McCool et al. (1987)
- DLV – Deutscher Landwirtschaftsverlag (Hrsg.) (2003): Pfluglos – mit konservierender Bodenbearbeitung zum Erfolg. *Neue Landwirtschaft, Sonderheft*. Berlin: Deutscher Landwirtschaftsverlag GmbH.
- Dowler, C.C., W.A. Rohde, L.E. Fetzer, D.E. Scott, T.E. Sklaney, C.W. Swann (1982): The effect of sprinkler irrigation on herbicide efficacy, distribution, and penetration in some costal plain soils. *Georgia Agric. Exp. Stn. Res. Bull.* No. 281.
- Duffy, M.J., M.K. Hanafey, D.M. Linn, M.H. Russell, G.J. Peters (1987): Predicting sulfonylurea behaviour under field conditions. *Proc. British Crop Protection Conf. - Weeds*, 511-540.
- Duley, F.L., O.E. Hays (1932): The effect of the degree slope on runoff and soil erosion. *Journal Agr. Res.*, 349-360.
- Düring, R.-A. (1996): Beiträge zum Verhalten ausgewählter Herbizide und einiger ihrer Metaboliten in differenziert bearbeiteten Böden. Gießen, Justus-Liebig-Universität Gießen.
- DVWK (Hrsg.) (1999): Richtlinien für den ländlichen Wegebau. DVWK-Regeln zur Wasserwirtschaft, Heft 137, Bonn.

- DWD Essen (1997): Niederschlagsdaten für die Klimastation Rüthen in Nordrhein-Westfalen. Wetteramt Essen.
- Edwards, W.M., C.G. Triplett, R.M. Kramer (1980): A watershed study of glyphosate transport in runoff. *Journal of Environmental Quality*, 9, 661-665.
- Edwards, W.M., L.D. Norton, C.E. Redmond (1988): Characterizing macropores that affect infiltration into nontilled soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 483-487.
- Edwards, W.M., M.J. Shipitalo, L.B. Owens, L.D. Norton (1989): Water and nitrate movement in earthworm burrows within long-term no-till cornfields. *Journal of Soil and Water Conservation*, 240-243.
- Ehlers, W. (1975): Observations on earthworm channels and infiltration on tilled and untilled loess soil. *Soil Science*, H. 3, 242-249.
- Enfield, C.G., G. Bengtson, R. Lindqvist (1989): Influence of macromolecules on chemical transport. *Environ. Sci. Technol.* 23, 1278-1286.
- Enquete-Kommission "Schutz der Erdatmosphäre" (Hrsg.) (1984): Schutz der Grünen Erde - Klimaschutz durch umweltgerechte Landwirtschaft und Erhalt der Wälder. 3. Bericht der Enquete-Kommission "Schutz der Erdatmosphäre" des 12. Bundestages. *Economica Verlag*.
- Erlach, F., S. Dagan, L., N. Lütke Entrup (2003): Gröblichhoff: Boden- und Stoffabtrag von ackerbaulich genutzten Flächen – Ausmaß und Minderungsstrategien; Teilprojekt 2: Konservierende Bodenbearbeitung als ackerbauliche Maßnahme zur Verringerung des diffusen Eintrages von Pflanzenbehandlungsmitteln (PBM) und Nährstoffen in Oberflächengewässer. Abschlussbericht, Fachberich Agrarwirtschaft und Fachbereich Physische Geographie, Paderborn.
- Erlach, F., S.L. Dagan, N. Lütke Entrup (2000): Gröblichhoff: Boden- und Stoffabtrag von ackerbaulich genutzten Flächen – Ausmaß und Minderungsstrategien; Teilprojekt 2: Konservierende Bodenbearbeitung als ackerbauliche Maßnahme zur Verringerung des diffusen Eintrages von Pflanzenbehandlungsmitteln (PBM) und Nährstoffen in Oberflächengewässer. Vorläufiger Abschlussbericht, Fachberich Agrarwirtschaft und Fachbereich Physische Geographie, Paderborn.
- Evans, R.O., R.W. Skaggs, J.W. Gilliams (1995): Controlled versus conventional drainage effects on water quality. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*. 121, 4, 271-276.
- Fabis, J. (1995): Retentionsleistung von Uferstreifen im Mittelgebirgsraum. *Boden und Landschaft. Schriftenreihe zur Bodenkunde, Landeskultur und Landschaftsökologie*, Bd. 2. Gießen: Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung.
- Fabis, J., M. Bach, H.-G. Frede (1993): Vegetative filter strips in hilly areas of germany. *Proceedings of the international Symposium of the ASAE*. St. Joseph, Mich. (USA): ASAE, 81-88.
- Feldwisch, N (1998a): Bodenkundliche Aspekte der Feldberegnung auf Löß-Neuland. *Literaturstudie im Auftrag der Rheinbraun AG, Köln*. Bergisch Gladbach: büro boden & wasser.
- Feldwisch, N. (1995): Hangneigung und Bodenerosion. *Boden und Landschaft. Schriftenreihe zur Bodenkunde, Landeskultur und Landschaftsökologie*. Bd. 3. Gießen: Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung.
- Feldwisch, N. (1997): Erodierbarkeit von anthropogenen Löß-Auftragsböden und Einfluß biogener Makroporen auf das Erosionsausmaß. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*. Bd. 83. Oldenburg: DBG, 149-152.
- Feldwisch, N. (1998): Tierhaltung. In: H.-G. Frede & S. Dabbert (Hrsg.): *Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft*. Landsberg/Lech: ecomed, 146-184.
- Feldwisch, N. (2002): Bodenfunktionen in der Eingriffsregelung. *NNA-Berichte 1*, S.93-100.
- Feldwisch, N., A. Fett, H. Gündra, R. Moevius (1997): GIS-gestützter Vergleich der Erosionsabschätzung nach ABAG und Richter-Methodik am Beispiel Baden-Württembergs. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*. Bd. 83. Oldenburg: DBG, 407-410.
- Feldwisch, N., D. Meyer-Marquart (2002): Mulchsaat bald Pflicht?. *DLG- Mitteilungen*, Heft 7, S. 57-59.
- Feldwisch, N., H.-G. Frede (1995): Maßnahmen zum verstärkten Gewässerschutz im Verursacherbereich Landwirtschaft. *Standpunkte der Gesellschaften/Verbände DAF, DVWK, DGL und FW*. DVWK-Materialien 2/1995. Bonn: Wirtschafts- u. Verlagsgesell. Gas u. Wasser mbH.

- Feldwisch, N., H.-G. Frede (1998): Stoffeinträge in Gewässer aus der Landwirtschaft. In: H.-G. Frede & S. Dabbert (Hrsg.): Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. Landsberg/Lech: ecomed, 4-21.
- Feldwisch, N., H.-G. Frede, F. Hecker (1998): Verfahren zum Abschätzen der Erosions- und Auswaschungsgefahr. In: H.-G. Frede & S. Dabbert (Hrsg.): Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. Landsberg/Lech: ecomed, 22-57.
- Feldwisch, N., H.-G. Frede, K. Mollenhauer (1998): Erosion auf Löß-Neulandflächen in Abhängigkeit von der Hangneigung. In: Pflug, W. (Hrsg.): Braunkohletagebau und Rekultivierung - Landschaftsökologie, Folgenutzung, Naturschutz. Heidelberg: Springer-Verlag, 1998, 235-247.
- Feldwisch, N., U. Schultheiß (1998): Verfahren zur Verminderung der Stoffausträge aus der Pflanzenproduktion: Allgemeine ackerbauliche Aspekte. In: H.-G. Frede & S. Dabbert (Hrsg.): Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. Landsberg/Lech: ecomed, 58-100.
- Fermanich, K.J., T.C. Daniel (1991): Pesticide mobility and persistence in microlysimeter soil columns from a tilled and no-tilled plot. *Journal of Environmental Quality*, 195ff.
- Fischer, P. (1996): Quantifizierung der Eintragspfade für Pflanzenschutzmittel in Fließgewässer. *Boden und Landschaft, Schriftenreihe zur Bodenkunde, Landeskultur und Landschaftsökologie*. 12. Gießen: Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung, 180.
- Fischer, P., J. Burhenne, M. Bach, M. Spittler, H.-G. Frede (1996): Quantifizierung der Eintragspfade für Pflanzenschutzmittel in ein kleines Fließgewässer. *Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes* 48, 6, 121-125.
- Fischer, P., K. Mollenhauer, S. Gäth, H.-G. Frede (1995b): Soil and water quality as affected by agrochemicals under different soil tillage systems. EU project, Final Report, unpublished. Gießen: Institut für Landeskultur.
- Fischer, P., M. Bach, H.-G. Frede (1995a): Gewässergefährdung durch Applikation von Pflanzenschutzmitteln. *Wasserwirtschaft*, 12, 592-595.
- Fohrer, N. (1995): Auswirkungen von Bodenfeuchte, Bodenart und Oberflächenbeschaffenheit auf Prozesse der Flächenerosion durch Wasser. *Bodenökologie und Bodengenese*. Berlin: Institut für Ökologie, 19, 188.
- Fohrmann, R., T. Oswald (1997): Ermittlung und Bewertung der nutzungs- und standortspezifischen Stoffaustragsgefährdung in Wassereinzugsgebieten. *Berichte aus dem IWW*. Bd. 19. Mülheim a.d. R.: Rhein.-Westf. Inst. f. Wasserchemie u. Wassertechnologie (IWW), 87-110.
- Foster, G.A., Young, R.A. and Niebling, W.H. (1985): Sediment composition for nonpoint source pollution analysis. *Transactions of the ASAE* 28(1), S. 133-189.,
- Foster, G.R., L.J. Lane, J.D. Nowlin, J.M. Laflen, R.A. Young: A model to estimate sediment yield from field sized areas: Development of model. In: W.G. Knisel (ed.) (1980): *CREAMS - A field size model for chemicals, runoff, and erosion from agricultural management systems*. USDA Conserv. Res. Report 26, Vol 1. Washington: USDA, Print Office, 1980, 36-64.
- Foy, C.L., H. Hiranpradit (1989): Movement of atrazine by water from application sites in conventional and no-tillage corn production. In: D.L. Weigmann (ed.): *Pesticides in terrestrial and aquatic environments*. Proceedings of a Nat. Research Conference 11.-12. May 1989 in Blacksburg, 355-377.
- Foy, C.L., J.S. Wilson, S. Mostaghimi, R.W. Young (1989): Runoff losses of two triazine herbicides and metolachlor from conventional and no-till plots as influenced by sludge. In: D.L. Weigmann (ed.): *Pesticides in terrestrial and aquatic environments*. Proceedings of a Nat. Research Conference 11.-12. May 1989 in Blacksburg, 383-396.
- Frick, H., J. Haider, I. Müller (2000): Erfassung von Oberflächenabfluss und Bodenabtrag und des damit verbundenen Austrags von Nährstoffen und Pflanzenschutzmitteln im Velberter Lössrücken. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* Bd. 92, S. 112-118.
- Frielinghaus, M. (1991): Möglichkeiten zur Minimierung des Oberflächenabflusses bei der Klarwasserberegung aus technischer Sicht. *Zeitschrift für Bewässerungswirtschaft* 26/1, 39-48.



- Frielinghaus, M. (1996): Relation between cover and soil loss in erosion events (field experiment Müncheberg). Schriftliche Mitteilung. Müncheberg: ZALF.
- Frielinghaus, M. (1998): Bodenerosion. Schwerin, Geologisches Landesamt Mecklenburg.
- Frielinghaus, M., G. Höflich, M. Joschko, H. Rogasik, H. Schäfer (1997): Auswertung eines Langzeitexperimentes zur Konservierenden Bodenbearbeitung von Sandböden und Einschätzung des Erfolgs. Arch. Acker- Pfl. Boden., 383-402.
- Frimmel, F.H., R.W. Hettrich (1993): Oberflächenabfluß der Herbizide Isoproturon und Pendimethalin im Be-  
regnungsversuch. Vom Wasser, 81-92.
- Führ, F., W. Steffens, W. Mittelstedt, B. Brumhard (1989): Pflanzenschutzmittel: Gift in Boden und Grundwas-  
ser?. Jahresbericht 1989. Jülich: Kernforschungsanlage Jülich, 11-21.
- Gäth, S. (1995): Ursachen der Luftsprengung. Bodenökologie und Bodengenese. Berlin: Institut für Ökologie,  
H. 15, 155 S.
- Gaynor, J.D., D.C. Mactavish, W.I. Findlay (1992): Surface and subsurface transport of atrazine and alachlor  
from a Brookston clay loam under continuous corn production. Archives of Environmental Contamina-  
tion Toxicology 23, 240-245.
- Gießl, H. (1988): Über das Vorkommen ausgewählter Pflanzenschutzmittel im Wasser unter besonderer Be-  
rücksichtigung des Grundwassers. Diss. Universität Hohenheim.
- GLA (2000): Stoffbestand, Eigenschaften und räumliche Verbreitung urban-industrieller Böden. scriptum. Kre-  
feld.
- Gröblichhoff, F.-F., J. Haider, N. Lütke Entrup (2003): Stickstoffdynamik während und nach Anbau von  
Körnerleguminosen (Ackerbohnen) und Stickstoffaustrag mit dem Dränwasser bei konventioneller  
und konservierender Bodenbearbeitung. Soest, Universität-Gesamthochschule Paderborn,  
Fachbereich Agrarwirtschaft.
- Hach, G., W. Hörtl (1989): Maßnahmen zur Erhaltung und Verbesserung der Wasserrückhalte-, Wasserrein-  
halte- und Speicherfähigkeit in der Landschaft. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung: 8-  
21.
- Hack, C.M. (ed.) (1994): Pesticide run-off study at ADAS Rosemaund - Report of years 3 to 5, Autumn 1990 to  
Spring 1992. Unpublished report, pp 177. Hereford (UK): ADAS, 1994.
- Haider, J., M. Seyfarth, K. Weck (1999): Ein Messsystem zur Erfassung des Oberflächenabflussvolumens von  
Erosionsflächen im Feldmaßstab. Mitteilgn Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. Bd. 91/1, S. 157-160.
- Haider, J. (1994): Herbizide in Oberflächenabfluß und Bodenabtrag - Feldversuche mit simuliertem Regen.  
München-Weihenstephan: Lehrstuhl für Bodenkunde.
- Haider, K., A. Schäffer (2000): Umwandlung und Abbau von Pflanzenbehandlungsmitteln im Boden - Auswir-  
kungen auf die Umwelt. Enke im Thieme Verlag.
- Hall, J.K., M.R. Murray, N.L. Hartwig (1989): Herbicide leaching and distribution in tilled and untilled soil. Jour-  
nal of Environmental Quality 18, 439ff.
- Hall, J.K., N.L. Hartwig, L.D. Hofman (1984): Cyanazine losses in runoff from no-tillage corn in "living" and  
dead mulches vs. unmulched conventional tillage (herbicide, Zea mays). Journal of Environmental  
Quality 13, 105-110.
- Hall, J.K., R.O. Mumma, D.W. Watts (1991): Leaching and runoff losses of herbicides in a tilled and untilled  
field. Agriculture, Ecosystems and Environment, 303-314.
- Hance, R.J., F. Führ (1994): Abbau/Mineralisierung, Sorption und Bindung. In: DFG (Hrsg.): Ökotoxikologie  
von Pflanzenschutzmitteln, Sachstandbericht, Senatskommission zur Beurteilung von Stoffen in der  
Landwirtschaft, Mitteilung 1. Weinheim: VCH Verlagsgesellschaft mbH.
- Helling, C.S., W. Zhuang, T.J. Gish, C.B. Coffman, A.R. Isensee, P.C. Kearney, D.R. Hoagland, M.D. Wood-  
ward (1988): Persistence and leaching of atrazine, alachlor and cyanazine under no-tillage practices.  
Chemosphere, 175ff.
- Helming, K. (1992): Die Bedeutung des Mikroreliefs für die Regentropfenerosion. Bodenökologie und Boden-  
genese. Bd. 7. Berlin: Institut für Ökologie.

- Hofmann, J. (1974): Die Wasserqualität von Vorflutern in Mittelgebirgslandschaften in Abhängigkeit von der naturräumlichen Ausstattung unter besonderer Berücksichtigung des Phosphoreintrags. Diss. Univ. Gießen. Gießen: Institut für Landeskultur.
- Huber, A. (1998): Belastung der Oberflächengewässer mit Pflanzenschutzmitteln in Deutschland -Modellierung der diffusen Einträge-, Boden und Landschaft Bd.25, Diss., Justus-Liebig-Universität, Gießen.
- Huggenberger, F., J. Letey, W.J. Farmer (1973): Effect of two nonionic surfactants on adsorptions and mobility of selected pesticides in a soil-system. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 37, 215-219.
- Hurle, K. (1992): Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer durch ihre Anwendung in der Landwirtschaft. In: Heitefuss, R. (Hrsg.): Beurteilung von Pflanzenschutzmitteln in aquatischen Ökosystemen. DFG-Rundgespräche und Kolloquien. Weinheim; VCH Verlagsgesellschaft mbH, 35-50.
- Hurle, K., H. Johannes (1979): Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in Gewässer. Schriftenreihe des DVWK. Bonn: Wirtschafts- u. Verlagsgesell. Gas u. Wasser mbH, H. 40, 118-144.
- Hurle, K., S. Lang (1992): Pflanzenschutzmittel im Dränwasser. *Wasser & Boden*, DVWK-Nachrichten 119, 4-5.
- Hurle, K., S. Lang, M. Herrmann (1994): Exposition von terrestrischen und aquatischen Ökosystemen: Unbeabsichtigte Einträge. In: DFG (Hrsg.): Ökotoxikologie von Pflanzenschutzmitteln, Sachstandbericht, Senatskommission zur Beurteilung von Stoffen in der Landwirtschaft, Mitteilung 1, 34-52.
- Isensee, A.R., C.S. Helling, T.J. Gish, P.C. Kearney, C.B. Coffman, W. Zhuang (1988): Groundwater residues of atrazine, alachlor, and cyanazine under no-tillage practices. *Chemosphere* 17, 165-174.
- Jayachandran, K., T.R. Steinheimer, L. Somasundaram, T.B. Morrman, R.S. Kanwar, J.R. Coats (1994): Occurrence of atrazine and degradates as contaminants of surface drainage and shallow groundwater. *Journal of Environmental Quality* 23, 311-319.
- Joschko, M., J. Brunotte, H. Rogasik, M. Frielinghaus: Mulchsaat, Regenwürmer und Bodengefüge. In: KTBL (Hrsg.) (1995): Einführung von Verfahren der Konservierenden Bodenbearbeitung in die Praxis. Darmstadt: KTBL, 163-173.
- Kainz, M., A. Weiss (1988): Eignung verschiedener Aggregatstabilitätsmethoden zur Charakterisierung der Erosionsanfälligkeit. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*. Bd. 56. Oldenburg: DBG, 81-84.
- Karl, J., M. Porzelt (1976): Vergleichende Messungen von Abfluß und Bodenabtrag. *Wasser und Abwasser, Bau-intern*, H. 3, 46-48.
- Kehl, M. (1997): Experimentelle Laboruntersuchungen zur Dynamik der Wassererosion verschieden texturierter Ackerböden Nordrhein-Westfalens. *Bonner Bodenkundliche Abhandlungen*. Bd. 21. Bonn: Institut für Bodenkunde.
- Keim, A.M., L.C. Ruesdisili, D.B. Baker, R.E. Gallagher (1989): Herbicide Monitoring of tile drainage and shallow groundwater in Northwestern Ohio farm fields - a case study. In: D.L. Weigmann (ed.): Pesticides in terrestrial and aquatic environments. *Proceedings of a Nat. Research Conference* 11.-12. May 1989 in Blacksburg, 62-77.
- Kladviko, E.J., A.D. Meckay, J.M. Bradford (1986): Earthworms as a factor in the reduction of soil crusting. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 191-196.
- Kladviko, E.J., G.E. Van Scoyoc, E.J. Monke, K.M. Oates, W. Pask (1991): Pesticide and nutrient movement into subsurface tile drains on a silt loam soil in Indiana. *Journal of Environmental Quality*, 264-270.
- Klein, C., S. Pätzold, W. Brümmer (2001): Pflanzenschutzmittel in Oberflächen- und Zwischenabfluß von Böden unter Ackernutzung im Bergischen Land (NRW) sowie Retentionswirkung von Filterstreifen. Abschlussbericht, Institut für Bodenkunde der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn.
- Klett, W. (1965): Die boden- und gesteinsbürtigen Stofffrachten von Oberflächengewässern. *Arbeiten der landwirtschaftlichen Hochschule Hohenheim*, Stuttgart. Bd. 35.
- Knauer, N., Ü. Mander (1989): Untersuchungen über die Filterwirkung verschiedener Saumbiotope an Gewässern in Schleswig-Holstein. Teil 1: Filterung von Stickstoff und Phosphor. *Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung* 30: 365-376.

- Knauer, N., Ü. Mander (1990): Untersuchungen über die Filterwirkung verschiedener Saumbiotope an Gewässern in Schleswig-Holstein. Teil 2: Filterung von Schwermetallen. Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung 31, 52-57.
- Knisel, W.G., R.W. Baird (1969): Runoff volume prediction using daily climatic data. Water Resources Research 5, 84-89.
- Konrad, H. ; A. Schäffer (2000): Umwandlung und Abbau von Pflanzenschutzmitteln in Böden: Auswirkungen auf die Umwelt, Stuttgart: Enke im Georg-Thieme-Verl., 224 S.
- Kreuger, J.K., N. Brink (1988): Losses of pesticides from agriculture. In: Proceedings Series: Pesticides - Food and Environmental Implications. Int. Atomic Energy Agency, Vienna., 101-112.
- Kromer, M., Löbber (1996): Entscheidungssystem für standortgerechte Pflegemaßnahmen bei flächendeckender Extensivierung. Lehr- und Forschungsschwerpunkt "Umweltverträgliche und Standortgerechte Landwirtschaft" an der Landwirtschaftlichen Fakultät der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität. Institut für Landtechnik, Bonn. 324 S.
- Krusekopf, (1943) zit. In: McCool et al. (1987)
- KTBL (1988): Definition und Einordnung von Bodenbearbeitungsverfahren. KTBL-Arbeitsblatt 236. Darmstadt.
- KTBL (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft) (1995): Einführung von Verfahren der Konservierenden Bodenbearbeitung in die Praxis. Darmstadt: KTBL (Hrsg.).
- Lammel, J. (1990): Der Nährstoffaustrag aus Agrarökosystemen durch Vorfluter und Dräne unter besonderer Berücksichtigung der Bewirtschaftungsintensität. Diss. Institut für Landeskultur Gießen.
- Landrum, P.F., S.R. Nihart, B.J. Eadle, W.S. Gardner (1984): Reserved-phase separation method for determining pollutant binding to Aldrich humic acid and dissolved organic carbon of natural waters. Environ. Sci. Technol. 18, 187-192.
- LAWA - Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1995): Bericht zur Grundwasserbeschaffenheit - Nitrat. Berlin: Geschäftsstelle LAWA.
- LAWA - Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1997): Bericht zur Grundwasserbeschaffenheit - Pflanzenschutzmittel. Berlin: Kulturbuchverlag Berlin GmbH.
- Lebert, M. (1989): Beurteilung und Vorhersage der mechanischen Belastbarkeit von Ackerböden. Bayreuther Bodenkundliche Berichte. Bd. 12. Bayreuth: Lehrstuhl Bodenkunde und Bodengeographie, 1989.
- Leeds, R., L.C. Brown, M.R. Sulc, L. VanLieshout (1999): Vegetative Filter Strips: Application, installation and maintenance. Factsheet: [http://ohioline.ag.ohio-state.edu/aex\\_fact/0467.htm](http://ohioline.ag.ohio-state.edu/aex_fact/0467.htm). Woody Hayes, Ohio State University, 1999.
- Leonard, R.A. (1990): Movement of pesticides into surface waters. In: SSSA (ed.): Pesticides in the soil environment. SSSA Book Series, no. 2. Madison (USA): Soil Science Society of America (SSSA), 303-349.
- Leonard, R.A., W.G. Knisel (1986): Model selection for nonpoint source pollution and resource conservation. In: A. Giorgini, F. Zingales (ed.): Developments in environmental modelling - Modell selection and application. Amsterdam: Elsevier, 213-229.
- LfL/LfUG. (1996): Erosion 2D/3D - Ein Computermodell zur Simulation der Bodenerosion durch Wasser.
- Lütkemöller, D. (1995): Auswirkungen stationärer und instationärer Wasserflüsse auf den Stofftransport eines Löß- und eines Sandbodens nach langjährig differenzierter Bodenbearbeitung. Bodenökologie und Bodengenese. Bd. 18. Gießen: Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung.
- Martin, W. (1988): Die Erodierbarkeit von Böden unter simuliertem und natürlichem Regen und ihre Abhängigkeit von Bodeneigenschaften. Diss. Weihenstephan. München-Weihenstephan: Lehrstuhl für Bodenkunde.
- Matthiessen, P (1998): Personal information. CEFAS - The centre for environment, fisheries & aquaculture science. Burnham-on-Crouch, Essex (UK).
- Matthiessen, P., D. Sheahan, R. Harrison, M. Kirby, R. Rycroft, A. Turnbull, C. Volkner, R. Williams (1995): Use of a Gammarus pulex bioassay to measure the effects of transient carbofuran runoff from farmland. Ecotoxicology and Environmental Safety, 111-119.

- McCool, D.K., G.R. Foster, C.K. Mutchler, L.D. Meyer (1989): Revised slope length factor for the Universal Soil Loss Equation. *Trans. Am. Sci. Agr. Eng.*, 1571-1576.
- McCool, D.K., L.C. Brown, G.R. Foster, C.K. Mutchler, L.D. Meyer (1987): Revised slope steepness factor for the Universal Soil Loss Equation. *Trans. Am. Sci. Agr. Eng.*, 1387-1396.
- McDowell, L.L., E.H. Grissingir (1976): Erosion and water quality. In: D.A. Fletcher (ed.): *Proc. 23rd Natl. Watershed Congr. Washington: Natl. Assoc. Conserv. Districts*, 41-56.
- McDowell, L.L., G.H. Willis, C.E. Murphree, L.M. Southwick, S. Smith (1981): Toxaphene and sediment yields in runoff from a Mississippi USA delta watershed. *Journal of Environmental Quality*. 10, 120-125.
- Mills, W.C., R.A. Leonard (1985): Pesticide pollution probabilities. *Transactions ASAE* 27, 1704-1710.
- Minten, B.W. (1996): Labor- und Lysimeterversuche zu Abbau, Bindung und Verlagerung der Herbizidwirkstoffe [14C]CL 23601 und [14C]Pyridat in zwei verschiedenen Böden. Dissertation. Jülich: Institut für Radioagronomie des Forschungszentrums Jülich.
- Mollenhauer, K., B. Ortmeier (1995): Untersuchungen zum Einfluß der konservierenden Bodenbearbeitung auf Oberflächenabfluß und Bodenerosion. In: KTBL (Hrsg.): *Einführung von verfahren der Konservierenden Bodenbearbeitung in die Praxis*. Darmstadt: KTBL, 131-162.
- Mollenhauer, K., E.-M. Fritz, N. Feldwisch (1996), A. Look, A. Taysun: Abflußbildung, Infiltration und Bodenabtrag unter dem Einfluß des Bodenskeletts. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung*, H. 5, 202-206.
- Mollenhauer, K., S. Müller, B. Wohlrab (1985): Oberflächenabfluß und Stoffabtrag von landwirtschaftlich genutzten Flächen - Untersuchungsergebnisse aus dem Einzugsgebiet einer Trinkwassertalsperre. *Schriftenreihe des DVWK. Bd. 71*. Bonn: Wirtschafts- u. Verlagsgesell. Gas u. Wasser mbH, 103-183.
- Moore, I.D., G.J., Burch (1986): Sediment transport capacity of sheet and rill flow: Application of unit stream power theory. *Water Resource Research* 22(2).
- Mosimann, T., A. Maillard, A. Musy, J.A. Neyroud, M. Rüttimann, P. Weisskopf (1991): Erosionsbekämpfung in Ackerbaugebieten. Ein Leitfaden für die Bodenerhaltung. *Themenbericht des Nationalen Forschungsprogramms -Nutzung des Bodens in der Schweiz*.
- Muir, D.C.G., B.E. Baker(1976): Detection of triazine herbicides and their degradation products in tile-drain water from fields unter intensive corn (maize) production. *J. Agri. Food Chem.*, 1976, 122ff.
- Muir, D.C.G., J.Y. Yoo, B.E. Baker (1978): Residues of atrazine and N-deethylated atrazine in water from five agricultural watersheds in Ouebec. *Archives of Contamination and Toxicology* 7, 221-235.
- Müller, I., N. Lütke Entrup (2001): Erfassung von Oberflächenabfluss und Bodenabtrag im Rahmen eines Demonstrationsvorhabens mit Maßnahmen zum Erosionsschutz in NRW. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. Bd. 96/2*, S.639-640.
- Müller-Wegener, U., W. Kleine, B. Kaschavian, Ch. Ehrig, R. Schmidt, K. Poll, G. Milde (1994): Pflanzenschutzmittelauswirkungen auf Trinkwassertalsperren. *Schriftenreihe des Vereins Wasser-, Boden- und Lufthygiene. 92*. Stuttgart, Jena, New York: Gustav Fischer.
- Nichols/Sexton, (1932) zit. In: McCool et al. (1987)
- Ollesch, G. (1997): Niederschlag - Bodenerosion - Gewässereutrophierung. Dissertation. Göttingen: Geographisches Institut.
- Peter, M. (1988): Zum Einfluß der Abflußkomponenten  $Q_0$ ,  $Q_i$  und  $Q_g$  auf den Stofftransport von Wasserläufen aus Einzugsgebieten verschiedener Bodennutzung in Mittelgebirgen mit speziellen hydromorphologischen Verhältnissen. Gießen: Institut für Landeskultur.
- Peyker, W., M. Kerschberger (1995): Standpunkt zur Begrünung der Maiszwischenreihen. Jena: Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft.
- Pionke, H.B. (1977): Form and sediment associations of nutrients (C, N, and P) and pesticides. In: H. Shear, A.E.P. Watson (ed.): *The fluvial transport of sediment-associated nutrients and contaminants. Workshop Proc. 22-25 Oct. 1976. Kitchener, ON (USA): Int. Joint Comm.*, 199-216.

- Potratz, K.-U. (1993): Bedeutung von Feuchte und Struktur der Bodenoberfläche für die Bodenerosion. Bonner Bodenkundliche Abhandlungen. Bd. 11. Bonn: Institut für Bodenkunde.
- Prashun, V., M. Braun, D. Kopse Rolli (1997): Massnahmen zur Verminderung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus der Landwirtschaft in die Gewässer dargestellt am Beispiel von 20 hydrologischen Einzugsgebieten im Kt. Bern. Bern: Amt für Gewässerschutz und Abfallwirtschaft des Kantons Bern.
- Prasuhn, V. (1991) : Bodenerosionsformen und -prozesse auf tonreichen Böden des Basler Tafeljura (Raum Anwil, Bl) und ihre Auswirkungen auf den Landschaftshaushalt. Physiogeographica: Basler Beiträge zur Physiogeographie. 16. Basel: Geographisches Institut.
- Prasuhn, V., M. Braun (1994): Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kantons Bern. Schriftenreihe der FAC Liebefeld. Liebefeld-Bern: Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene: 17.
- Preuss, O. (1977): Über den Nährstoffab- und austrag aus landwirtschaftlich genutzten Flächen - dargestellt an einem definierten Wassereinzugsgebiet eines für die mitteldeutsche Gebirgslandschaft typischen Fließgewässers 3. Ordnung. Dissertation. Uni Göttingen.
- Priebe, D.L., A.M. Blackmer (1989): Preferential movement of oxygen-18-labeled water and nitrogen-15-labeled urea through macropores in a nicollett soil. Journal of Environmental Quality, 66-72.
- Pütz, T. (1993): Lysimeterversuche zum Verlagerungsverhalten von Methabenzthiazuron und gelöstem organischen Kohlenstoff in einer Parabraunerde, Aufbau von zwei Klimameßstationen und Untersuchungen zur Validierung des Lysimeterversuchs. Dissertation. Jülich: Institut für Radioagronomie des Forschungszentrums Jülich.
- Rao, P.S.C., J.M. Davidson (ed.) (1980): Retention and transformation of selected pesticides and phosphorus in soil-water systems: A critical review. USEPA EPA-600/3-82-060, NTIS PB82. Washington: USDA, Print Office, 1980.
- Rawls, W.J., D.J. Brakensiek: Estimating soil water retention from soil properties. Proc. Am. Soc. Civ. Eng. 108.
- Renard, K.G., G.R. Foster, G.A. Weesies, D.K. McCool, D.C. Yoder (1997): Predicting soil erosion by water: A guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE). USDA-ARS Agric. Handbook 703. Washington, DC: U.S. Gov. Print. Office.
- Renius, W., E. Lütke Entrup (1992): Zwischenfruchtbau - Zur Futtergewinnung und Gründüngung. Frankfurt a.M.: DLG.
- Richard, T.L., T.S. Steenhuis (1988): Tile drain sampling of preferential flow on a field scale. Journal of Contaminated Hydrology. In: P.F. Germann (Ed.): Rapid and far-reaching hydrologic processes in the vadose zone., 307-325.
- Rohde, W.A., I.A. Asmusen, F.W. Hauser, A.W. Jonson (1979): Concentrations of ethoprop in the soil and runoff water of a small agricultural watershed. USDA-SEA Agric. Res. Results ARR-S-2. Washington: USDA, Print Office.
- Rohrer, J., Ed (1985): Quantitative Bestimmung der Bodenerosion unter Berücksichtigung des Zusammenhanges Erosion-Nährstoff-Abfluß im oberen Langete-Einzugsgebiet. Physiogeographica: Basler Beiträge zur Physiogeographie. Basel, Wepf& Co. Verlag.
- Römer, W. (1997): Phosphorausstrag aus der Landwirtschaft in Gewässer. Wasser & Boden, 8, 51-54.
- Roth, C. (1992): Die Bedeutung der Oberflächenverschlammung für die Auslösung von Abfluß und Abtrag. Bodenökologie und Bodengenese. Bd. 6. Berlin: Institut für Ökologie.
- Roth, C., M. Joschko (1991): A note on the reduction of runoff from crusted soils by earthworm burrows and artificial channels. Z. Pflanzenernährung Bodenkunde. 154, 101-105.
- Sander, K.W., W.W. Witt, M. Barrett (1989): Movement of triazine herbicides in conventional and conservation tillage systems. In: D.L. Weigmann (ed.): Pesticides in terrestrial and aquatic environments. Proceedings of a Nat. Research Conference 11.-12. May 1989 in Blacksburg, 378-382.
- Sauer, S. (1998): Verfahren zur Minderung der Stoffausträge aus der Pflanzenproduktion - Grünlandwirtschaft. Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. H.-G. S. D. Frede. Heidelberg, Springer: 121-145.

- Sauer, S., N. Feldwisch (1997): Weidewirtschaft und Wasserschutz. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundl. Gesell.* 85: 1409-1412.
- Schäffer, A., A. Höllrigl-Rosta, W. Kördel, K. Haider (2003): Das Verhalten von Pflanzenschutzmitteln (PSM) in Böden. *Wasser & Boden*, 55/7, 77-82.
- Schaub, D. (1989): Die Bodenerosion im Lössgebiet des Hochrheintales (Möhlinger Feld/Schweiz) als Faktor des Landschaftshaushaltes und der Landwirtschaft. *Physiogeographica*, Baseler Beiträge zur Physiogeographie. 13. Basel: Geographisches Institut.
- Schenk & Kaupe, zit. in SRU (1998)
- Schenk, D., M. Kaupe (1998): Grundwassererfassungssysteme in Deutschland dargestellt auf der Basis hydrogeologischer Prozesse und geologischer Gegebenheiten. *Materialien zur Umweltforschung*. 29. Stuttgart: Metzler-Poeschel.
- Schmelmer, K. (2003): Bodenerosionsprozess, Oberflächenabfluss- und Feststoffretention von Grasfilterstreifen – Experimentelle Untersuchungen und Anwendung von Prognosemodellen. *Bonner Bodenkundliche Abhandlungen*, Band 39, Diss., Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität, Bonn.
- Schmelmer, K., A. Skowronek (2000): Bodenerosionsdynamik in einer typischen Fruchtfolge sowie Wirkung von Filterstreifen auf Abfluss und Feststoffaustrag. *Abschlussbericht*.
- Schmelmer, K., J. Haider, J. Botschek, A. Skowronek (1998): Sedimentretention von Grasfilterstreifen auf ackerbaulich genutzten Flächen. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*. Oldenburg: DBG, 88, 515-519.
- Schulz, R. (1997): Aquatische Ökotoxikologie von Insektiziden - Auswirkungen diffuser Insektizideinträge aus der Landwirtschaft auf Fließgewässer-Lebensgemeinschaften, Landsberg/Lech: ecomed.
- Schwandt, H, I. Kögel-Knabner, H. Stanjek, K. Totsche (1992): Sorption of an acidic herbicide on synthetic iron oxides and soils: sorption isotherms. *The Science of the Total Environment*, 123/124, 121-131.
- Schwertmann, U., W. Vogl, M. Kainz (1990): Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. Ulmer Verlag.
- Semmel, H. (1993): Auswirkungen kontrollierter Bodenbelastungen auf das Druckfortpflanzungsverhalten und physikalisch-mechanische Kenngrößen von Ackerböden. *Schriftenreihe Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde*. Bd. 26. Kiel: Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde.
- Semmel, H., R. Horn (1995): Auswirkungen konventioneller und konservierender Bodenbearbeitung auf das Druckfortpflanzungsverhalten und physikalisch-mechanische Kenngrößen von rekultivierten Böden. In: KTBL (Hrsg.): Einführung von Verfahren der Konservierenden Bodenbearbeitung in die Praxis. Darmstadt, 205-211.
- Seuffert, O., K. Herrig, G. Ollesch, D. Busche (1999): REI - An integrated rainfall erosivity index for assessing and correlating rainfall structure, runoff and erosion. *Geoökodynamik*. Band XX. Bensheim: Geoöko-Verlag W. und O Seuffert, 1-54.
- Sharpley, A.N. (1985): Depth of surface soil-runoff interactions as affected by rainfall, soil slope, and management. *Soil Science Society of America Journal* 49, 1010-1015.
- Sharpley, A.N., L.R. Ahuja, R.G. Menzel (1981): The release of soil phosphorus to runoff in relation to kinetics of desorption. *Journal of Environmental Quality* 10, 386-391.
- Shipitalo, M.J., W.M. Edwards, W.A. Dick, L.B. Owens (1990): Initial storm effects on macropore transport of surface-applied chemicals in no-till soil. *Soil Science Society of America Journal* 54, 1530ff.
- Siegert, K. (1978): Oberflächenabfluß von landwirtschaftlichen Nutzflächen infolge von Starkregen. *Mitteilungen des Leichtweiß-Institutes für Wasserbau der TU Braunschweig*, Heft 58.
- Sims, G.K., D.D. Buhler, R.F. Turco (1994): Residue management impact on the environment. In: Unger, P.W. (ed.): *Managing Agricultural Residues*, 77-98.
- Singh, P, R.S. Kanwar (1991): Preferential solution transport through macropores in large undisturbed soil columns. *Journal of Environmental Quality*, 295ff.
- Skaggs, R.W., R. Khaleel (1982): Infiltration. In: C.T. Haan et al. (ed.): *Hydrological modelling of small watersheds*. St. Joseph, MI (USA): ASAE, 121-166.

- Skaggs, R.W., M.A. Breve, J.W. Gilliam (1994): Hydrologic and water quality impacts of agricultural drainage. *Environmental Science and Technology*, 1, 1-32.
- Smith, S., T.E. Reagan, J.L. Flynn, G.H. Willis (1983): Azinophos-methyl and fenvalerate runoff loss from a sugarcane-officinarium and insect integrated pest management system. *Journal of Environmental Quality*. 12, 534-537.
- Sokollek, V., W. Süßmann, B. Wohrab (1983): Einfluß land- und forstwirtschaftlicher Bodennutzung sowie von Sozialbrache auf die Wasserqualität kleiner Bachläufe im ländlichen Mittelgebirgsraum. In: Einfluß der Landnutzung auf den Gebietswasserhaushalt. Schriftenreihe des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK). Hamburg und Berlin: Paul Parey, Heft 57.
- Sommer, C. (1998): Ein Konzept zur Vorbeugung von Bodenschadverdichtungen in der pflanzlichen Produktion. *Bodenschutz* 1, 12-16.
- Sommer, C., J. Brunotte, B. Ortmeier (1995): Einführung von Verfahren der Konservierenden Bodenbearbeitung in die Praxis. Abschlußbericht des F+E-Vorhabens 87 UM 01. Darmstadt: KTBL (Hrsg.).
- Southwick, L.M., G.H. Willis, R.L. Bengtson, T.J. Lormand (1990): Atrazine and Metolachlor in subsurface drain water in Louisiana. *J. Irrig. and Drain. Engrg.*, ASCE. 116, 1, 16-23.
- Srivastava, P., T.A. Costello, D.R. Edwards, J.A. Ferguson (1998): Validating a vegetative filter strip performance model., *Transactions of the ASAE* 41, 89-95.
- SRU - Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, Ed. (1998): Flächenhaft wirksamer Grundwasserschutz. Sondergutachten des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit.
- Stange, C.F., H. Diekrügger, H. Nordmeyer (1998): Measurements and simulation of herbicide transport in macroporous soils. *Pestic. Sci.* 52, 241-250.
- Tebaay, R.H., G. Welp, G.W. Brümmer, U. Necker (1992): Untersuchungen zur mikrobiellen Toxizität sowie zur Adsorption und Löslichkeit von PAK und PCB in Böden unterschiedlichen Stoffbestandes. Materialien zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten. Bd. 7. Recklinghausen: LÖLF, 11-69.
- Tebrügge (1996), zit. in Feldwisch & Schultheiß (1998), S. 74ff.
- Tebrügge, F., Dreier, M. (Hrsg.) (1994): Beurteilung von Bodenbearbeitungssystemen hinsichtlich ihrer Arbeitseffekte und deren langfristige Auswirkungen auf den Boden. Gießen.
- Thomas, D.L., C.D. Perry, R.O. Evans, F.T. Izuno, K.C. Stone, J.W. Gilliam (1995): Agricultural drainage effects on water quality in southeastern U.S. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 121, 277-284.
- Traub-Eberhard, U., W. Kördel, W. Klein (1993): Monitoring pesticide movement into subsurface drains. Brighton Crop Protection Conference - Weeds, 6D-17, 885-892.
- Traub-Eberhardt, U., K.-P. Henschel, W. Kördel, W. Klein (1995a): Influence of different field sites on pesticide movement into subsurface drains. *Pestic. Sci.* 43,121-129.
- Traub-Eberhard, U., W. Klein, W. Kördel, R. Winkler (1995b): Belastung von Oberflächengewässer durch Pflanzenschutzmittel im Drainagewasser. *Z. Umweltchem. Ökotox.*, 3, 168-173.
- Trichell, D.W., H.L. Morton, M.G. Merkle (1968): Loss of herbicides in runoff water. *Weed Science* 16, 447-449.
- Triplett, G.B., B.J. Conner, W.M. Edwards (1978): Transport of atrazine and simazine in runoff from conventional and no-tillage corn. *Journal of Environmental Quality*. 7, 77-84.
- Trout, T.J., G.S. Johnson (1989): Earthworms and furrow irrigation infiltration. *Tans. Am. Soc. Agr. Eng.*, 1594-1598.
- V.Styrk, F.G., E.F. Bolton (1977): Atrazine residues in tile-drain-water from corn plots as affected by cropping practices and fertility levels. *Can. Journ. of Soil Science*. 57, 249-253.
- Walker, A. (1989): Factors influencing the variability in pesticides persistence in soils. *Asp. Appl. Biol.* 21, 159-172.
- Walker, A., P.A. Brown (1985): The relative persistence in soil of five acetanilide herbicides. *Bull. Envir. Contam. Tox.* 34, 143-149.

- Watson, K.W., R.J. Luxmoore (1986): Estimating macroporosity in a forest watershed by use of a tension infiltrometer. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 578ff.
- Wauchope, R.D. (1978): The pesticide content of surface water draining from agricultural fields - A review. *J. Environ. Qual.*, 459-472.
- Wauchope, R.D. (1987): Tilted-bed simulations of erosion and chemical runoff from agricultural fields: II. Effects of formulation on atrazine runoff. *Journal of Environmental Quality* 16, 212-216.
- Wauchope, R.D., R.A. Leonard (1980): Maximum pesticide concentrations in agricultural runoff. A semiempirical prediction formula. *Journal of Environmental Quality* 9, 665-672.
- Wauchope, R.D., R.A. Leonard: Pesticide concentrations in agricultural runoff: Available data and an approximation formula. In: W.G. Knisel (ed.) (1980): *CREAMS - A field size model for chemicals, runoff, and erosion from agricultural management systems*. USDA Conserv. Res. Report 26, Vol III. Washington: USDA, Print Office, 546-559.
- Wendland, F., H. Albert, M. Bach, R. Schmidt (1993): *Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland*. Springer Verlag.
- Werner, W., A. Hamm, K. Auerswald et al. (1991): Gewässerschutzmaßnahmen hinsichtlich N- und P-Verbindungen. In: A. Hamm (Hrsg.): *Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern*. St. Augustin: Academia Verlag Richarz GmbH., 659-830.
- Werner, W., H.-P. Wodsak (Hrsg.): *Stickstoff- und Phosphateintrag in die Fließgewässer Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung des Eintragungsgeschehens im Lockergesteinsbereich der ehemaligen DDR*. agrarspectrum. 22. Frankfurt a.M.: DLG-Verlag (Verlagsunion Agrar), 1994.
- Wessolek, G., M. Renger (1993): Einfluß der Berechnungssteuerung auf Wasserhaushalt und Pflanzenertrag. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung* 34/1, 9-18.
- White, A.W., A.D. Barnett, B.G. Wright, J.H. Holladay (1967): Atrazine losses from fallow land caused by runoff and erosion. *Environ. Sci. Technol.* 1, 740-744.
- White, A.W., L.E. Asmussen, W.W. Hauser, J.W. Turnbull (1976): Losses of 2,4-D in runoff from plots receiving simulated rainfall and from a small agricultural watershed. *Journal of Environmental Quality*, 487-490.
- Williams, R.J., D.N. Brooke, P. Matthiessen, M. Mills, A. Turnbull, R.M. Harrison (1995): Pesticide transport to surface waters within an agricultural catchment. *J. Inst. Water Environ. Manag.*, 9 (1), 72-81.
- Williams, R.J., D.N. Brooke, R.W. Clare, P. Matthiessen, R.D.J. Mitchell (1996): *Rosemaund pesticide transport study 1987-1993*. IH Report No. 129. Wallingford (UK): Institute of Hydrology, 1996.
- Willis, G.H., I.L. McDowell, C.E. Murphree, L.M. Southwick, M. Smith (1983): Pesticide concentrations and yields in runoff from silty soils in the lower Mississippi Valley, USA. *J. Agric. Food Chem.* 31, 6, 1171-1177.
- Willis, G.H., W.F. Spencer, I.L. McDowell (1980): The interception of applied pesticide by foliage and their persistence and washoff potential. In: W.G. Knisel (ed.): *CREAMS - A field size model for chemicals, runoff, and erosion from agricultural management systems*. USDA Conserv. Res. Report 26, Vol III. Washington: USDA, Print Office, 1980, 595-606.
- Wischmeier, W., D. Smith (1978): *Predicting rainfall erosion losses east of the Rocky Mountains - a guide to conservation planning*. USDA-ARS Agriculture Handbook No. 282. Washington: USDA, Print Office.
- Wischmeier, W.H. (1966): Relation of field plot runoff to management and physical factors. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 272-277.
- Wolfgarten, H.-J. (1989): *Acker- und pflanzenbauliche Maßnahmen zur Verminderung der Bodenerosion und Nitratverlagerung im Zuckerrübenanbau*. Diss. am Institut für Pflanzenbau der Universität Bonn. Bonn: Institut für Bodenkunde.
- Yoo, J.Y., D.C.G. Muir, B.E. Baker (1981): Persistence and movement of cyanazine and procyacine in soil under field conditions. *Can. J. Soil Sci.* 61, 237-242.
- Zachmann J.E., D.R. Linden, C.E. Clapp (1987): Macroporous infiltration and redistribution as affected by earthworms, tillage und residue. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1580-1586.



Zillgens, B., N. Fohrer, H.-G. Frede (1998): Simulation der Abflußverminderung und des Nährstoffrückhaltes in Uferstreifen. 1. Zwischenbericht zum DFG- Forschungsvorhaben Fr 615/3-1. Gießen: Institut für Landeskultur.