

Institut für Bodenkunde

Einfluß von Vegetationsfilterstreifen auf den Austrag
ausgewählter Herbizidwirkstoffe mit dem Oberflächen- und Zwischenabfluß
in ackerbaulich genutzten Böden einer Mittelgebirgslandschaft

I n a u g u r a l - D i s s e r t a t i o n

zur

Erlangung des Grades

Doktor der Agrarwissenschaften
(Dr.agr.)

der

Hohen Landwirtschaftlichen Fakultät

der

Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität
zu Bonn

vorgelegt im
Februar 2004

von

Christine Ina Klein

aus

Garmisch-Partenkirchen

Diese Dissertation ist auf dem Hochschulserver der ULB Bonn
http://hss.ulb.uni-bonn.de/diss_online elektronisch publiziert

Erscheinungsjahr: 2005

Referent: Prof. Dr. G.W. Brümmer

Korreferent: Prof. Dr. F. Führ

Tag der mündlichen Prüfung: 27.08.2004

Gedruckt bei: -

Christine Ina Klein: Einfluß von Vegetationsfilterstreifen auf den Austrag ausgewählter Herbizidwirkstoffe mit dem Oberflächen- und Zwischenabfluß in ackerbaulich genutzten Böden einer Mittelgebirgslandschaft

Auf einem Ackerstandort in Velbert-Neviges mit einer Hangneigung von ca. 10 % wurde der Austrag von vier praxisüblich angewandten Herbizidwirkstoffen im Oberflächenabfluß untersucht. Zudem wurde der Einfluß von Vegetationsstreifen als Filter zwischen Acker und Vorfluter überprüft. Desweiteren erfolgte eine Erfassung des Stoffaustrags im Zwischenabfluß, da dieser Austragspfad aufgrund der erhöhten Infiltration in Filterstreifen an Bedeutung gewinnen kann. Während dreier Vegetationsperioden (1997 bis 1999) von Mais wurden jeweils im Mai die Wirkstoffe Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin appliziert sowie im Spätherbst 1997 Chlortoluron unter Winterweizen. Zur Untersuchung des Oberflächenabflusses nach natürlichen Niederschlägen dienten Meßparzellen (40 * 3 m Ackerfläche) einer Variante ohne Filterstreifen sowie dreier Varianten mit verschiedenen breiten Ackerrand- (12 m) und Grasfilterstreifen (6 m, 12 m). Zusätzlich wurden auf separaten Kleinparzellen Feldberegnungen durchgeführt. Zwischenabfluß wurde in den Varianten ohne Filterstreifen und mit 12 m breiten Grasfilterstreifen erfaßt. Zudem erfolgten mehrfach Untersuchungen von Bodenproben aus verschiedenen Positionen entlang des Hanggefälles.

Der Austrag der einzelnen Stoffe wurde in starkem Maße von ihrem Löslichkeits- und Adsorptionsverhalten bestimmt, wobei relevante Austragsmengen entweder in gelöster Form oder an das ausgetragene Sediment adsorbiert auftraten. Die durchschnittlichen Konzentrationen in der flüssigen Phase betragen bei den einzelnen Abflußereignissen bis 721 µg l⁻¹ (Metolachlor); im Feststoff wurden bis 4.977 µg kg⁻¹ (Pendimethalin) festgestellt. Das Ausmaß des Wirkstoffaustrags mit dem Oberflächenabfluß wurde insbesondere durch den zeitlichen Abstand zur Applikation, die Niederschlagsverteilung und die Abflußintensität bestimmt. Unter Winterweizen war der Austrag von Chlortoluron vergleichsweise unbedeutend. Bei Mais traten dagegen z.T. sehr hohe Austragsmengen auf, die insbesondere durch einzelne Abflußereignisse kurz nach der Ausbringung geprägt wurden. So wurden nach einem einzelner Starkregenereignis zwischen 0,51 und 0,84 % der Ausbringungsmengen der einzelnen Wirkstoffe ausgetragen. Im Durchschnitt aller drei Versuchsjahre betrug der Austrag unter Mais in der Parzellenvariante ohne Filterstreifen für die Wirkstoffe Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin zwischen 0,22 und 0,38 % der Applikationsmenge.

Bei allen Varianten mit Filterstreifen wurden der Oberflächenabfluß und der Sedimentabtrag deutlich reduziert. Zudem wiesen die Oberflächenabflußsuspensionen der Filterstreifen im Vergleich zur Variante ohne Filterstreifen zumeist niedrigere Wirkstoffkonzentrationen und -gehalte auf. Die nach natürlichen Niederschlägen aufgetretenen Wirkstoffausträge wurden durch den 12 m breiten Ackerrandstreifen insgesamt um 56 bis 58 % vermindert; in den 6 und 12 m breiten Grasfilterstreifen betrug die Retention 87 bis 94 % bzw. 96 bis 98 %. Bei den Feldberegnungen bestätigten sich diese Resultate. Die Ergebnisse zum Zwischenabfluß deuteten dabei nicht auf einen verstärkten Stoffaustrag hin. Auch wurden die in die Grasfilterstreifen eingetragenen Wirkstoffe weitestgehend abgebaut bzw. festgelegt. Zusammenfassend ist festzuhalten, daß Vegetationsfilterstreifen auch bei zum Teil erheblichen Austragsmengen einen deutlichen Schutz für Oberflächengewässer gewährleisten können. Die Wirksamkeit nahm dabei vom Ackerrandstreifen über den 6 m zum 12 m breiten Grasfilterstreifen zu. Somit kann die Anlage von Vegetationsfilterstreifen in Oberflächengewässernähe als sinnvolle Maßnahme empfohlen werden.

Christine Ina Klein: Effects of vegetative filter strips on the losses of selected herbicides with surface runoff and interflow in cultivated soils of highlands

The losses of four herbicides in surface runoff were investigated at an arable site (ca. 10 % slope) situated in Velbert-Nevinges, North Rhine-Westphalia, Germany. The selected herbicides are used in agricultural practice on a regular base. Additionally, effects of vegetative strips as a filter between field and receiving water course were examined. Furthermore, herbicide losses in interflow were investigated as this pathway may become more important due to the increased infiltration in filter strips. During three growth seasons of corn (1997 to 1999) the herbicides Metolachlor, Terbutylazin and Pendimethalin were applied in May. Additionally, Chlortoluron was applied in late autumn of 1997 on winter wheat. Field plots (40 * 3 m arable land) were used to examine surface runoff after natural precipitation; variants were: without filter strip, with a filter strip that was cultivated without herbicide application (cultivated strip, 12 m) and two grass filter strips of different width (6 m, 12 m). Additionally, rainfall simulations were carried out. Interflow was investigated in the variants without filter strip and with 12 m grass filter strip. Soil samples from different positions along the hill slope were examined several times.

Transport of the single herbicides was strongly influenced by their solubility and sorption properties with relevant losses occurring either in solution or bound to the transported soil sediments. At the different runoff events, average concentrations in the aqueous phase reached 721 $\mu\text{g l}^{-1}$ (Metolachlor); in the solids up to 4977 $\mu\text{g kg}^{-1}$ (Pendimethalin) were measured. In particular, the extent of herbicide losses was determined by the interval between application and runoff event, by the distribution of precipitation and by the runoff rate. Losses of Chlortoluron in winter wheat were negligible. High amounts of herbicide losses were observed in corn during single, heavy runoff events shortly after herbicide application. Accordingly, between 0.51 and 0.84 % of the applied herbicides were lost after a single rainstorm. Averaged over the study period of three years, losses in corn amounted to 0.22 and 0.38 % of the applied herbicides Metolachlor, Terbutylazin, and Pendimethalin in the variant without filter strip.

Surface runoff and soil losses were decidedly reduced in all variants with vegetative filter strips. Furthermore, herbicide concentrations in the runoff suspensions were mostly lower for the variants with filter strips than for the variant without filter strip. In all, losses after natural precipitation were reduced between 56 and 58 % in the cultivated strip variant; retention in the grass strip variants amounted to 87 to 94 % (6 m width) and 96 to 98 % (12 m width), respectively. These results were supported by the rainfall simulations. Regarding interflow, the findings did not indicate enhanced losses via this pathway. Furthermore, the herbicides that were transported into the filter strips were mostly degraded or bound there. In conclusion, vegetative filter strips can bring about a strong protection for surface waters even at losses of high amounts of herbicides. Effectiveness increased from the cultivated strips via the 6 m grass strip to the 12 m strip. Accordingly, the installation of vegetative filter strips near surface waters can be recommended.

INHALTSVERZEICHNIS

1	Einleitung	1
1.1	Problemstellung	1
1.2	Zielsetzung	3
2	Material und Methoden	5
2.1	Untersuchte Herbizidwirkstoffe	5
2.2	Anlage und Durchführung des Feldversuchs	6
2.2.1	Standort	7
2.2.2	Bewirtschaftung	8
2.2.3	Versuchsaufbau	10
2.2.4	Beregnungsversuche mit dem Bonner Regensimulator	12
2.2.5	Probenahme, Aufbereitung und Lagerung	14
2.3	Erstellung von Sorptionsisothermen für die untersuchten Wirkstoffe ..	15
2.4	Messung der Wirkstoffkonzentrationen und -gehalte	16
2.4.1	Extraktionsverfahren	16
2.4.2	GC- und HPLC-Messung	18
2.4.3	Richtigkeit, Reproduzierbarkeit und Nachweisgrenzen	18
2.5	Vergleichende Untersuchungen zur Sedimentzusammensetzung	20
2.6	Auswertung der Ergebnisse	21
2.6.1	Beschreibung des Ad- und Desorptionsverhaltens der Wirkstoffe	22
2.6.2	Beschreibung der Kinetik der Wirkstoffabnahme	23
2.6.3	Austragsverhalten der Wirkstoffe bei Beregnungen	24
2.6.4	Berechnung der Austragsmengen	25
3	Niederschlagsverteilung, Abflußmengen und Sedimentaustrag	28
3.1	Niederschlags- und Abflußgeschehen	28
3.2	Sedimentabtrag	34
3.3	Sedimentzusammensetzung	40
4	Sorptionsverhalten der einzelnen Wirkstoffe	42
4.1	Ad- und Desorptionsisothermen der einzelnen Wirkstoffe	42
4.2	Beziehung zwischen gelösten und adsorbierten Wirkstoffanteilen in den Bodenproben des Feldversuchs	47
4.3	Beziehung zwischen gelösten und an das Sediment adsorbierten Wirkstoffanteilen in den Oberflächenabflußsuspensionen	53
4.4	Zusammenfassende Betrachtung des Sorptionsverhaltens	61

5	Rückstandsgehalte der ausgebrachten Wirkstoffe	64
5.1	Wirkstoffgehalte im Oberboden der Ackerfläche	64
5.2	Verlagerungsverhalten der einzelnen Wirkstoffe in den Ackerböden ..	70
5.2.1	Tiefenverteilung	71
5.2.2	Verteilung am Hang	77
5.3	Wirkstoffgehalte in den Grasfilterstreifen	80
5.4	Zusammenfassende Betrachtung der Rückstandsgehalte	84
6	Wirkstofftransport mit dem Oberflächen- und Zwischenabfluß	89
6.1	Lösungskonzentrationen und Gehalte in den Sedimenten der Ober- flächenabflußsuspensionen der einzelnen Filterstreifenvarianten	90
6.1.1	Jahreszeitlicher Verlauf	90
6.1.2	Ausgewählte Abflußereignisse nach Beregnungen	101
6.1.3	Ausgewählte Abflußereignisse nach natürlichem Nieder- schlag	121
6.2	Lösungskonzentrationen im Zwischenabfluß der einzelnen Filter-strei- fenvarianten	130
6.2.1	Jahreszeitlicher Verlauf	131
6.2.2	Ausgewählte Abflußereignisse	135
6.3	Austragsmengen und Retention durch die einzelnen Filterstreifen- varianten	140
6.3.1	Methode zur Schätzung der ausgetragenen Herbizidmengen .	141
6.3.2	Ausgetragene und retendierte Wirkstoffmengen bei ausge- wählten Oberflächenabflußereignissen	145
6.3.3	Jährliche Austragsmengen infolge natürlicher Nieder-schlag- sereignisse	160
6.4	Zusammenfassende Betrachtung des Wirkstofftransports mit dem Oberflächen- und Zwischenabfluß	164
7	Bewertung der Wirksamkeit der verschiedenen Filterstreifen	167
8	Zusammenfassung	176
9	Literaturverzeichnis	179
10	Anhang	189

1 Einleitung

1.1 Problemstellung

Der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln ist ein in der heutigen landwirtschaftlichen Produktion übliches Verfahren. So betrug der Inlandsabsatz an Wirkstoffen im Jahre 1999 laut Industrie-Verband Agrar (IVA, 2000) 27.485 t; die Gruppe der Herbizide umfaßte dabei mit 54 % den größten Anteil. Es ist davon auszugehen, daß die eingesetzten Wirkstoffe teilweise aus Böden in angrenzende Umweltkompartimente gelangen und dort zu unerwünschten Effekten führen können. Im Laufe der letzten Jahre hat dabei der Schutz von Oberflächengewässern vor stofflichen Belastungen zunehmend Beachtung gefunden. Für das Schutzgut „Aquatische Lebensgemeinschaft“ wurden für ausgewählte Pflanzenschutzmittelwirkstoffe Zielvorgaben vorgeschlagen (UBA, 1998). Diese Zielvorgaben, die aus ökotoxikologischen Untersuchungen abgeleitet wurden, weisen dabei für die einzelnen Wirkstoffe Höchstkonzentrationen zwischen 0,0001 (Tributylzinnverbindungen) und 70 (Bentazon) $\mu\text{g l}^{-1}$ aus. Untersuchungen zeigten, daß - vor allem an kleineren Oberflächengewässern - Überschreitungen dieser Zielvorgaben auftreten, die aus der landwirtschaftlichen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln resultieren (LUA NRW, 1999).

Mögliche Eintragspfade von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer sind einerseits Direkteinträge bei der Ausbringung sowie in Form von Hofabläufen und andererseits diffuse Einträge über atmosphärische Deposition, Oberflächenabfluß und der damit verbundene Bodenabtrag, Zwischenabfluß, Drainageabfluß sowie das Grundwasser (Basisabfluß; FÜHR et al., 1992). Direkteinträge können sehr wirkungsvoll durch eine gezielte landwirtschaftliche Beratung reduziert werden (FISCHER, 1996); die Verminderung diffuser Einträge in Oberflächengewässer erfordert dagegen differenziertere Maßnahmen. Laut einer vergleichenden Betrachtung zahlreicher Untersuchungen durch FISCHER (1996) stellen Oberflächenabfluß und abgetragenes Bodenmaterial die Hauptquellen diffuser Einträge in Oberflächengewässer dar.

Bei einer ackerbaulichen Nutzung hängiger Flächen ist grundsätzlich davon auszugehen, daß Pflanzenschutzmittelwirkstoffe ausgetragen werden (BAIER et al., 1985; HURLE et al., 1994). Oberflächenabfluß kann dabei v.a. bei Starkregenereignissen bereits bei einer Hangneigung von 2 bis 3 % auftreten und zu einem Stoffaustrag aus Ackerflächen führen (MISRA et al., 1996). Die Austragsmengen der verschiedenen Stoffe werden dabei einerseits durch die Menge des auftretenden Oberflächenabflusses und des ausgetragenen Bodenmaterials bestimmt, andererseits durch die darin enthaltenen Stoffkonzentrationen. Neben Standortfaktoren wie der Erosivität der Niederschlagsverteilung und der Erodibilität der Fläche stellen daher physikalisch-chemische Eigenschaften, die das Verhalten des jeweiligen Wirkstoffs im Boden prägen, wichtige Einflußgrößen für dessen Austrag dar (WALTER et al., 1979). Der Gesamtwirkstoffgehalt in den obersten Zentimetern stellt dabei den Pool dar, aus dem

eine laterale Verlagerung erfolgen kann (LEONARD, 1990). Die Größe dieses Pools wird - neben der jeweiligen Ausbringungsmenge - durch die Wirkstoffabnahme im oberen Krumbereich im Anschluß an die Applikation determiniert. Neben dem eigentlichen chemischen, mikrobiologischen und photochemischen Wirkstoffabbau können dabei weitere, parallel ablaufende Prozesse wie eine Volatilisierung der Wirkstoffe oder auch eine Festlegung in Form von "bound residues" auftreten (FÜHR et al., 1985; PESTEMER, 1985). Weiterhin wird die zur Verfügung stehende Wirkstoffmenge durch Verlagerungsvorgänge vermindert, die sowohl lateral, d.h. mit hangparallelen Abflußereignissen, wie auch vertikal, also in die Tiefe, erfolgen können. Das Verlagerungsverhalten wird wiederum im hohen Maße von Stoffeigenschaften wie Löslichkeit und Adsorbierbarkeit beeinflusst (FÜHR et al., 1990; BRÜMMER et al., 1994). Dies gilt insbesondere auch für den Übergang aus dem Boden in Oberflächenabflusssuspensionen (TRUMAN et al., 1998a). Bereits in die Tiefe verlagerte Wirkstoffanteile können aber andererseits auch wieder mit dem Zwischenabfluß ausgetragen werden. Hierbei ist wiederum das Ausmaß der Tiefenverlagerung wie auch das Verhalten der Wirkstoffe in tieferen Bodenhorizonten entscheidend. Das jeweilige Sorptionsverhalten der einzelnen Wirkstoffe ist daher von großer Bedeutung für die Anteile, die über Abflußereignisse verlagert werden und somit zu einer potentiellen Belastung von Oberflächengewässern führen können.

Zur Reduzierung dieser diffusen Stoffausträge sind verschiedene Maßnahmen denkbar, beispielsweise erosionsvermindernde Anbauverfahren oder auch die Anlage von Vegetationsstreifen als Filter zwischen Acker und Vorflutern (PATTY et al., 1997). In Filterstreifen kann zum einen eine erhöhte Infiltration der Abflusssuspension erfolgen; damit verbundenen ist eine Verminderung des Abflusses und der darin enthaltenen Stoffe. Zum anderen führt eine verringerte Abflußgeschwindigkeit in Vegetationsfilterstreifen zu einer Reduzierung des Sedimentaustrags und somit der daran sorbierten und/oder gebundenen Stoffe (COLE et al., 1997). Die Wirkung von Vegetationsfilterstreifen ist aber auch auf eine Adsorption der ausgetragenen Stoffe an Bodenmaterial und Pflanzenteile im Bereich der Filterstreifen zurückzuführen (KLÖPPEL & KÖRDEL, 1994). Es stellt sich jedoch die Frage, ob über Vegetationsfilterstreifen auch eine dauerhafte Retention der ausgetragenen Stoffe und damit ein nachhaltiger Schutz von Oberflächengewässern erfolgt. Einerseits ist gerade aufgrund der erhöhten Infiltration in Filterstreifen ein verstärkter Stoffaustrag über den Zwischenabfluß denkbar. Andererseits werden bereits in die Filterstreifen eingetragene Wirkstoffanteile möglicherweise bei späteren Abflußereignissen ausgetragen. Auch die Wirksamkeit von Vegetationsfilterstreifen ist damit eng mit den physiko-chemischen Eigenschaften der jeweils retendierten Stoffe verbunden.

1.2 Zielsetzung

Im Rahmen dieser Arbeit wurde anhand eines mehrjährigen Feldversuchs (April 1997 bis September 1999) die Wirksamkeit verschiedener Vegetationsfilterstreifen zur Reduzierung von Herbizidausträgen untersucht. Dabei sollte v.a. untersucht werden, welche Herbizidmengen im unteren Hangbereich unter üblicher landwirtschaftlicher Praxis anfallen und welche Anteile dieser Herbizide in Filterstreifen zurückgehalten werden bzw. sie passieren. Auch sollte geklärt werden, auf welchem Pfad der Austrag in und aus den Filterstreifen erfolgt. Darüber hinaus sollte untersucht werden, welcher Einfluß dabei vom jeweiligen Abbau-, Sorptions- und Tiefenverlagerungsverhalten verschiedener Wirkstoffe ausgeht.

Auf der im Bergischen Land gelegenen Versuchsfläche wurden in allen drei Versuchsjahren Mais in praxisüblicher Form angebaut. Durch den von üblichen Fruchtfolgen abweichenden mehrjährigen Maisanbau war es möglich, Ergebnisse zum Austragsgeschehen der Herbizidwirkstoffe Metolachlor, Terbutylazin und Pendi-methalin bei Anbau einer Erosion und Oberflächenabfluß begünstigenden Feldfrucht aus drei Versuchsjahren zu erlangen. Darüber hinaus wurde im Winterhalbjahr 1997/1998 - insbesondere zur Untersuchung der mit dem Zwischenabfluß ausgetragenen Mengen des Herbizidwirkstoffs Chlortoluron - Winterweizen als Zwischenfrucht angebaut, da Zwischenabfluß i.d.R. verstärkt im Winterhalbjahr anfällt. Die Erfassung des Oberflächenabflusses nach natürlichen Niederschlägen erfolgte in Parzellen von 40 m Länge mit Hilfe automatischer Probennehmer. Die Wirksamkeit von Vegetationsfilterstreifen wurde anhand von 6 m und 12 m breiten Ackerrand- bzw. Grasfilterstreifen untersucht. Darüber hinaus wurden auf der selben Fläche Feldberegnungen durchgeführt, um das Abflußgeschehen unter definierten Bedingungen charakterisieren zu können. In den Oberflächenabflußproben wurden die gelösten sowie die an Bodenmaterial adsorbierten Anteile verschiedener Herbizidwirkstoffe erfaßt. Aufgrund der potentiell erhöhten Versickerung und der damit ebenfalls erhöhten Stoffverlagerung in den Filterstreifen wurde desweiteren der Zwischenabfluß bei einem 12 m breitem Grasfilterstreifen und bei einer Parzelle ohne Filterstreifen erfaßt und auf gelöste Herbizidwirkstoffe hin untersucht. Zur Beschreibung von Abbau und Tiefenverlagerung der verwendeten Herbizide wurden im Anschluß an die Applikationen 1998 und 1999 an mehreren Terminen Bodenproben auf dem Versuchsschlag in verschiedenen Tiefenstufen entnommen und die extrahierbaren sowie die löslichen Gehalte der einzelnen Wirkstoffe erfaßt. Das Sorptionsverhalten der eingesetzten Herbizidwirkstoffe wurde anhand eines Adsorptions-Desorptionsversuches mit Bodenmaterial verschiedener Tiefenstufen der Versuchsfläche untersucht. Insgesamt besteht die Zielsetzung, den Einfluß der verschiedenen Filterstreifen (Ackerrand oder Grasvegetation) auf das Austragsverhalten von Herbizidwirkstoffen anhand der von einer hängigen Ackerfläche ausgetragenen Wirkstoffmengen zu charakterisieren. Dabei sind

insbesondere die Parameter von Interesse, die das Ausmaß des Herbizidaustrags einerseits aus dem Ackerbereich und dessen Verminderung in Vegetationsfilterstreifen andererseits bestimmen.

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchte Herbizidwirkstoffe

Die eingesetzten Herbizidwirkstoffe wurden nach ihrer Mobilität ausgewählt und gliedern sich nach der Ausbringungszeit (Frühjahr bzw. Herbst) in zwei Gruppen. Die jeweils im Mai der drei Versuchsjahre zu Mais (s. Tab. 3, S. 9) ausgebrachten Wirkstoffe Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin repräsentieren ein breites Spektrum physikalisch-chemischer Eigenschaften (Tab. 1). Somit konnte die Verlagerung von Wirkstoffen mit sehr unterschiedlichem Löslichkeits- und Sorptionsverhalten bei sommerlichen Niederschlagsereignissen und den daraus resultierenden Oberflächen- und Zwischenabflüssen beobachtet werden. Im Herbst 1997 wurde außerdem Chlortoluron zu Winterweizen ausgebracht. Da im Winterhalbjahr 1997/98 vor allem die Frachten im Zwischenabfluß untersucht werden sollten, war die hohe Wasserlöslichkeit von Chlortoluron von entscheidender Bedeutung (Tab. 1). Alle untersuchten Wirkstoffe werden häufig in der landwirtschaftlichen Praxis eingesetzt und wurden in Form der handelsüblichen Präparate *Stentan* (Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin) und *Dicuran* (Chlortoluron) ausgebracht.

Tab. 1: Eigenschaften der untersuchten Herbizidwirkstoffe (nach IVA, 1990; PERKOW, 1988; BBA, 2000)

Metolachlor (2-Ethyl-6-methyl-N-(2-methoxy-1-methylethyl)chloracetanilid)

Präparat:	Stentan
Aufwandmenge:	1,5 kg ha ⁻¹
Anwendung:	Bodenherbizid gegen Schadgräser
Anwendungsbestimmungen:	verschiedene Auflagen zum Schutz von Wasserorganismen
Wasserlöslichkeit:	530 mg l ⁻¹ (bei 20°C)
Verteilungskoeffizient (log P _{o/w}):	3,45
Dampfdruck:	1,7 mPa (bei 20°C)

Terbutylazin (4-tert-Butylamino-chlor-6-ethylamino-s-triazin)

Präparat:	Stentan
Aufwandmenge:	0,75 kg ha ⁻¹
Anwendung:	Herbizid gegen dicotyle Unkräuter im Vor- und Nachauflauf
Anwendungseinstimmungen:	verschiedene Auflagen zum Schutz von Wasserorganismen
Wasserlöslichkeit:	8,5 mg l ⁻¹ (bei 20°C)
Verteilungskoeffizient (log P _{o/w}):	3,04
Dampfdruck:	0,15 mPa (bei 20°C)

Fortsetzung Tab. 1**Pendimethalin (N-(1-Ethylproyl)-3,4-dimethyl-2,6-dinitroanilin)**

Präparat:	Stentan
Aufwandmenge:	0,99 kg ha ⁻¹
Anwendung:	Boden- und Blattherbizid im Vor- und Nachauflauf
Anwendungsbestimmungen:	verschiedene Auflagen zum Schutz von Wasserorganismen
Wasserlöslichkeit:	0,3 mg l ⁻¹ (bei 26°C)
Verteilungskoeffizient (log P _{o/w}):	5,18
Dampfdruck:	1,25 mPa (bei 25°C)

Chlortoluron (3-(3-Chlor-4-methylphenyl)-1,1-dimethylharnstoff)

Präparat:	Dicuran
Aufwandmenge:	2,1 kg ha ⁻¹
Anwendung:	Herbizid gegen einjährige Unkräuter im Vor- und Nachauflauf
Anwendungsbestimmungen:	verschiedene Wasserschutzauflagen
Wasserlöslichkeit:	700 mg l ⁻¹ (bei 20°C)
Verteilungskoeffizient (log P _{o/w}):	2,29
Dampfdruck:	0,017 mPa (bei 20°C)

2.2 Anlage und Durchführung des Feldversuchs

Zur Untersuchung der Herbizidverlagerung wurde ein mehrjähriger Feldversuch in Velbert-Neviges im Bergischen Land (NRW) durchgeführt. Dabei wurde neben dem Herbizidaustrag aus der Ackerfläche die Schutzwirkung verschiedener Vegetationsfilterstreifen für Oberflächengewässer vor Einträgen von Pflanzenschutzmitteln (PSM) untersucht. Es wurden Großparzellen zur kontinuierlichen Beprobung der nach natürlichen Niederschlagsereignissen auftretenden Abflusssuspensionen eingerichtet; darüber hinaus wurden Beregnungen unter definierten Niederschlagsbedingungen durchgeführt. Dabei wurden der **Oberflächenabfluß** und der **Sedimentabtrag** mengenmäßig erfaßt und getrennt auf die Lösungskonzentrationen und die adsorbierten Gehalte verschiedener Herbizidwirkstoffe (Chlortoluron, Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin) hin untersucht. Die Niederschlagsmenge wurde mit einer Kippwaage (Fa. UGT) in 0,1 mm-Schritten erfaßt und über einen Datalogger minütlich aufgezeichnet. Während mehrerer Zeiträume (21.05. bis 23.06.1997, 25.05. bis 24.06.1998, 18. bis 31.10.1998, 13.12.1998 bis 16.01.1999 und 12. bis 22.02.1999) traten jedoch Ausfälle des Niederschlagsmessers auf. Diese Datenlücken wurden durch Niederschlagsmessungen der Kläranlage Velbert-Neviges (in ca. 1,4 km Entfernung von der Versuchsanlage) ergänzt.

Auch **Zwischenabfluß** kann zum Austrag gelöster Stoffe beitragen. Daher wurde auch der Zwischenabfluß aufgefangen und die Konzentrationen der genannten Herbizidwirkstoffe ermittelt.

Zur Charakterisierung des Abbau-, Verlagerungs- und Sorptionsverhaltens der Wirkstoffe auf der gesamten Versuchsfläche wurden darüber hinaus zu mehreren

Terminen vor und nach den Herbizidapplikationen **Bodenproben** verschiedener Tiefenstufen und Positionen am Hang auf die oben genannten Wirkstoffe hin untersucht.

2.2.1 Standort

Die Versuchsfläche befand sich in Velbert-Neviges, Kreis Mettmann (NRW) in einer Höhe von 170 m über NN (Rechtswert: 25 77,1; Hochwert: 56 87,6). Die ackerbaulich genutzte Fläche (107 m Hanglänge, 80 m Breite) ist um 10 % nach Südosten geneigt. Das Niederschlagsgeschehen während des Versuchszeitraums wird in Kap. 3.1 beschrieben. Landschaftlich ist der Standort dem Niederbergischen Land zuzuordnen, das zum Rheinischen Schiefergebirge gehört. Der Untergrund wird von oberdevonischen Tonschiefern der Velberter Schichten gebildet (RITTER, 1965), die in ca. 80 cm Tiefe anstehen und z.T. tiefgründig verwittert, d.h. kryoklastisch zersetzt und saprolithisiert sind. In Tab. 2 (S. 8) sind einige wesentliche Merkmale der Versuchsfläche wiedergegeben.

Im oberen bis mittleren Hangbereich (22 und 43 m vom oberen Ackerrand entfernt; vgl. Abb. 1, S. 11) stellte SCHMELMER (2003) als Bodenform Hangpseudogley-Braunerden aus lößhaltiger Fließerde über devonischem Schluff- und Tonschieferzersatz fest. Der von Schluff- und Tonschieferzersatz gebildete SdCv steht hier in 60 bzw. 70 cm Tiefe an. In Richtung des Hanggefälles nimmt die Profiltiefe zu, so daß der SdCv in 64 und 85 m Entfernung vom oberen Ackerrand in ca. 80 cm Tiefe auftritt. In diesem Hangbereich, in dem auch die Aufnahme eines Leitprofiles erfolgte (Tab. 2), wurden Braunerde-Hangpseudogleye kartiert. Oberhalb des Probenahmebereichs, d.h. in 2 m Entfernung vom oberen Ackerrand, befindet sich dagegen ein Ranker mit dem SdCv in 30 cm Tiefe.

Laut SCHMELMER (2003) nehmen sowohl die Anzahl der Makroporen als auch die vertikale Wasserleitfähigkeit hangabwärts zu. So wurden in 22 m Entfernung vom oberen Ackerrand in den Tiefen 30 und 40 cm 1-2 bzw. 5-10 Makroporen pro Stechzylinder (100 cm^3) festgestellt, jedoch keine in 60 cm Tiefe. In einer Entfernung von 43 m zum oberen Ackerrand war die Anzahl der Makroporen mit 10-15 in 30 cm Tiefe, 8-10 in 40 cm Tiefe und 1-2 in 60 cm zum Teil deutlich höher als in den in 22 m Entfernung entnommenen Proben. 64 und 85 m vom oberen Ackerrand entfernt betrug die Anzahl der Makroporen pro 100 cm^3 Boden 15 in 30 und 40 cm Tiefe und 1-2 in 60 cm Tiefe.

Tab. 2: Wichtige Merkmale des Versuchsstandortes in Velbert-Neviges (nach SCHMELMER, 2003 und eigenen Untersuchungen)

Hangneigung:	10 %			
Querneigung:	< 1 %			
Jahresniederschlag:	1072 mm (langjähriges Mittel 1961 bis 1990 nach DWD)			
Bodentypen:	Braunerde-Hangpseudogley bis Hangpseudogley-Braunerde			
Horizontierung und Korngrößenverteilung (in %, Werte gerundet) des Leitprofils (ca. 95 m vom oberen Ackerrand):				
	<u>Ap</u> (0-30 cm)	<u>SwBv</u> (30-51 cm)	<u>Sw</u> (51-80 cm)	<u>SdCv</u> (> 80 cm)
Sand	9,0	3,0	5,2	1,5
Schluff	66,0	73,3	65,4	66,0
Ton	25,2	23,7	29,6	32,7
<u>Kennwerte der Ackerfläche:</u>				
	<u>0-10 cm</u>	<u>10-30 cm</u>	<u>30-60 cm</u>	<u>60-90 cm</u>
pH-Wert (CaCl ₂) ¹⁾	5,5	5,6	5,8	6,1
C _{org} (%) ¹⁾	1,77	1,72	0,91	0,51
N _{org} (%) ¹⁾	0,18	0,17	0,12	0,09
<u>Porengrößenverteilung (%) ²⁾</u>				
	<u>0-15 cm</u>	<u>15-30 cm</u>	<u>0-30 cm</u> (Gesamter Ap)	<u>30-40 cm</u>
gesamt	51,3	47,8	49,6	49,9
> 50 µm	14,7	7,8	11,3	9,8
50-10 µm	3,0	3,7	3,3	2,0
10-0,2 µm	16,0	17,1	16,8	8,7
< 0,2 µm	18,1	18,8	18,4	23,5
Lagerungsdichte (g cm ⁻³) ²⁾	1,33	1,45	1,39	1,55
Steingehalt ²⁾	21,7	17,8	19,8	15,4

¹⁾ Mittelwerte aus Proben entsprechend der Beprobung für Herbizidanalysen (Kap. 2.2.3)

²⁾ Mittelwerte aus Proben in 22, 43 und 64 m Entfernung vom oberen Ackerrand

In Bezug auf die Wasserleitfähigkeit im gesättigten Boden waren dagegen laut SCHMELMER (2003) keine gerichteten Unterschiede zwischen den Proben des Ackerschlags (22, 43 und 64 m Entfernung vom oberen Ackerrand) feststellbar. Aufgrund des weiten Spektrums der ermittelten Werte beschreibt SCHMELMER (2003) die Wasserleitfähigkeit in den einzelnen Tiefenstufen anhand von Klassenhäufigkeiten. Die größten Häufigkeiten der ermittelten Werte in den Tiefenstufen 0-30 cm und 30-40 cm lagen in der Klasse 30-100 cm pro Tag. In 85 m Entfernung vom oberen Acker-rand, d.h. im Bereich des Grasfilterstreifens, lag das Maximum der ermittelten Werte der Tiefenstufe 0-30 cm in der Klasse 100-300 cm pro Tag und war somit höher.

2.2.2 Bewirtschaftung

In Tab. 3 (S. 9) sind die im Untersuchungszeitraum auf der Ackerfläche durchgeführten Bewirtschaftungsmaßnahmen im Überblick dargestellt. Die Bewirtschaftung der

Versuchsfläche erfolgte in praxisüblicher Form. In allen drei Versuchsjahren wurde Mais angebaut und das Herbizid *Stentan* (6 l ha^{-1}) im Nachauflauf appliziert. Rechnerisch ergaben sich damit jährliche Ausbringungsmengen der in *Stentan* enthaltenen Wirkstoffe von $1,50 \text{ kg ha}^{-1}$ Metolachlor, $0,750 \text{ kg ha}^{-1}$ Terbutylazin und $0,990 \text{ kg ha}^{-1}$ Pendimethalin. Beprobungen der Spritzbrühen von 1998 und 1999 zeigten, daß die tatsächlichen Ausbringungsmengen leicht von den erwarteten abweichen ($1,32$ bzw. $1,45 \text{ kg ha}^{-1}$ Metolachlor, $0,705$ bzw. $0,620 \text{ kg ha}^{-1}$ Terbutylazin und $0,935$ bzw. $0,916 \text{ kg ha}^{-1}$ Pendimethalin). Im Herbst 1997 erfolgte eine Ansaat von Winterweizen als Zwischenfrucht, der im Frühjahr 1998 gegrubbert und untergepflügt wurde. In den Weizenbestand wurde im November 1997 *Dicuran* (3 l ha^{-1}) ausgebracht, was $2,10 \text{ kg ha}^{-1}$ des Herbizidwirkstoffs Chlortoluron entsprach. Diese Maßnahme diente v.a. der Untersuchung des Herbizidaustrags mit dem Zwischenabfluß, da mit dem Auftreten von Zwischenabfluß v.a. im Winterhalbjahr zu rechnen ist. Für den Herbst 1998 war eine weitere Weizensaat mit anschließender Applikation von *Dicuran* vorgesehen; aufgrund der nassen Witterung und der daraus resultierenden ungünstigen Bodenverhältnisse konnte dies jedoch nicht realisiert werden.

Tab. 3: Bewirtschaftungsmaßnahmen auf der Versuchsfläche am Standort in Velbert-Neviges

<u>Datum</u>	<u>Maßnahme</u>
April 1997	Ausbringung von Rindergülle ($25 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) und Kalkammonsalpeter (200 kg ha^{-1})
15.04.1997	Pflügen, Saatbettbereitung
23.04.1997	Maissaat (110.000 Pflanzen je ha), Diammonphosphat-Düngung (Unterfuß, 200 kg ha^{-1})
19.05.1997	<i>Stentan</i> -Applikation (6 l ha^{-1})
22.09.1997	Maisernte
25.09.1997	Grubbern
27.09.1997	Weizensaat (200 kg ha^{-1})
04.11.1997	<i>Dicuran</i> -Applikation (3 l ha^{-1})
30.03.1998	Ausbringung von Rindergülle ($25 \text{ m}^3/\text{ha}$) und Kalkammonsalpeter (200 kg ha^{-1}), Grubbern
30.04.1998	Pflügen, Saatbettbereitung
11.05.1998	Maissaat (110.000 Pflanzen je ha), Diammonphosphat-Düngung (Unterfuß, 200 kg ha^{-1})
25.05.1998	<i>Stentan</i> -Applikation (6 l ha^{-1})
17.10.1998	Maisernte
20.04.1999	Ausbringung von Rindergülle ($25 \text{ m}^3/\text{ha}$) und Kalkammonsalpeter (200 kg ha^{-1}), Grubbern
27.04.1999	Pflügen, Saatbettbereitung
29.04.1999	Maissaat (110.000 Pflanzen je ha), Diammonphosphat-Düngung (Unterfuß, 200 kg ha^{-1})
24.05.1999	<i>Stentan</i> -Applikation (6 l ha^{-1})
15.09.1999	Maisernte

Der bereits vorhandene Grasfilterstreifen wurde in Anlehnung an die Richtlinien der Flächenstilllegung jährlich zweimal gemäht und nicht gedüngt. Das Schnittgut wurde entfernt, um eine Beeinträchtigung der Grasnarbe zu vermeiden.

2.2.3 Versuchsaufbau

Erfassung des Oberflächenabflusses

Zur Erfassung des Abflußgeschehens nach natürlichen Niederschlägen wurden jeweils zwei Versuchparzellen ohne Filterstreifen (oF), mit 12 m breitem Ackerrandstreifen (ARS) sowie mit 6 m breitem (GF6m) und mit 12 m breitem Grasfilterstreifen (GF12m) eingerichtet (Abb. 1, S. 11). Bei der Parzelle oF wurde der Oberflächenabfluß direkt am Ackerrand aufgefangen. Für die Variante ARS war ein 12 m breiter Streifen am unteren Parzellenende in 1997 weder mit Pflanzenschutz- noch mit Düngemitteln behandelt worden; 1998 und 1999 wurden die Düngungsmaßnahmen in gleicher Weise wie auf der Ackerfläche durchgeführt, eine Herbizidapplikation unterblieb jedoch. Die beiden Grasfilterstreifen wurden durch den Bewuchs der seit Herbst 1995 auf der Fläche bestehenden Rotationsbrache gebildet. Die Versuchsparzellen waren 40 m * 3 m (Ackerfläche) groß und wurden durch verzinkte Bleche begrenzt, die ca. 10 cm tief in den Boden geschlagen wurden. Aufgrund der durchzuführenden praxisüblichen Bewirtschaftungsmaßnahmen mußten die Parzellenbegrenzungen zwischenzeitlich entfernt werden. Die Parzellen waren daher nur in der Zeit vom 15.05.1997 bis 17.09.1997, vom 07.10.1997 bis 26.02.1998, vom 15.05.1998 bis 08.09.1998 und vom 11.05.1999 bis zum 01.09.1999 durch Bleche begrenzt. Pro Variante wurden zwei Parzellen eingerichtet, von denen jeweils eine mit einem automatischen Probennehmer für die Entnahme von Einzelproben (Fa. UGT) und eine mit einem Sammelgefäß zur Entnahme von Mischproben der einzelnen Oberflächenabflußereignisse ausgestattet wurde.

Bei den automatischen Probennahmesystemen wurde der Oberflächenabfluß zunächst über Abflußrinnen aus VA-Stahl, die am unteren Parzellenende leicht geneigt eingebaut waren, abgeleitet. Über PVC-Schläuche gelangte er in 1 kg-Kippwaagen und von dort in ein Verteilersystem. Durch eine Voreinstellung wurden die Kippungen ausgewählt, die in Abhängigkeit von der Oberflächenabflußmenge des jeweiligen Abflußereignisses als Proben entnommen (maximal 24) und in braune Glasflaschen gefüllt wurden. Die Entnahme der Proben sowie deren weitere Behandlung vor der Bestimmung der Herbizidkonzentrationen und -gehalte sind in Kap 2.2.5 beschrieben. Der Oberflächenabfluß der übrigen Kippungen wurde verworfen. Für Oberflächenabflußmengen, die zu groß waren, um von den 1 kg-Waagen erfaßt zu werden, standen Überlaufsysteme zur Verfügung, die den Abfluß zur quantitativen Bestimmung in 3 kg-Kippwaagen leiteten. Auch dieser Oberflächenabfluß wurde verworfen. Der Zeitpunkt der einzelnen Kippungen wurde über Datalogger sekundengenau registriert und gespeichert. Die Energieversorgung der Verteilersysteme wie auch der Datalogger erfolgte mit einer auf der Fläche installierten Solaranlage. Ein Akku sicherte die konstante Energieversorgung der Systeme. Die automatischen Probennehmer gewährleisteten so eine zeitlich hoch aufgelöste Erfassung des Abflußgeschehens.

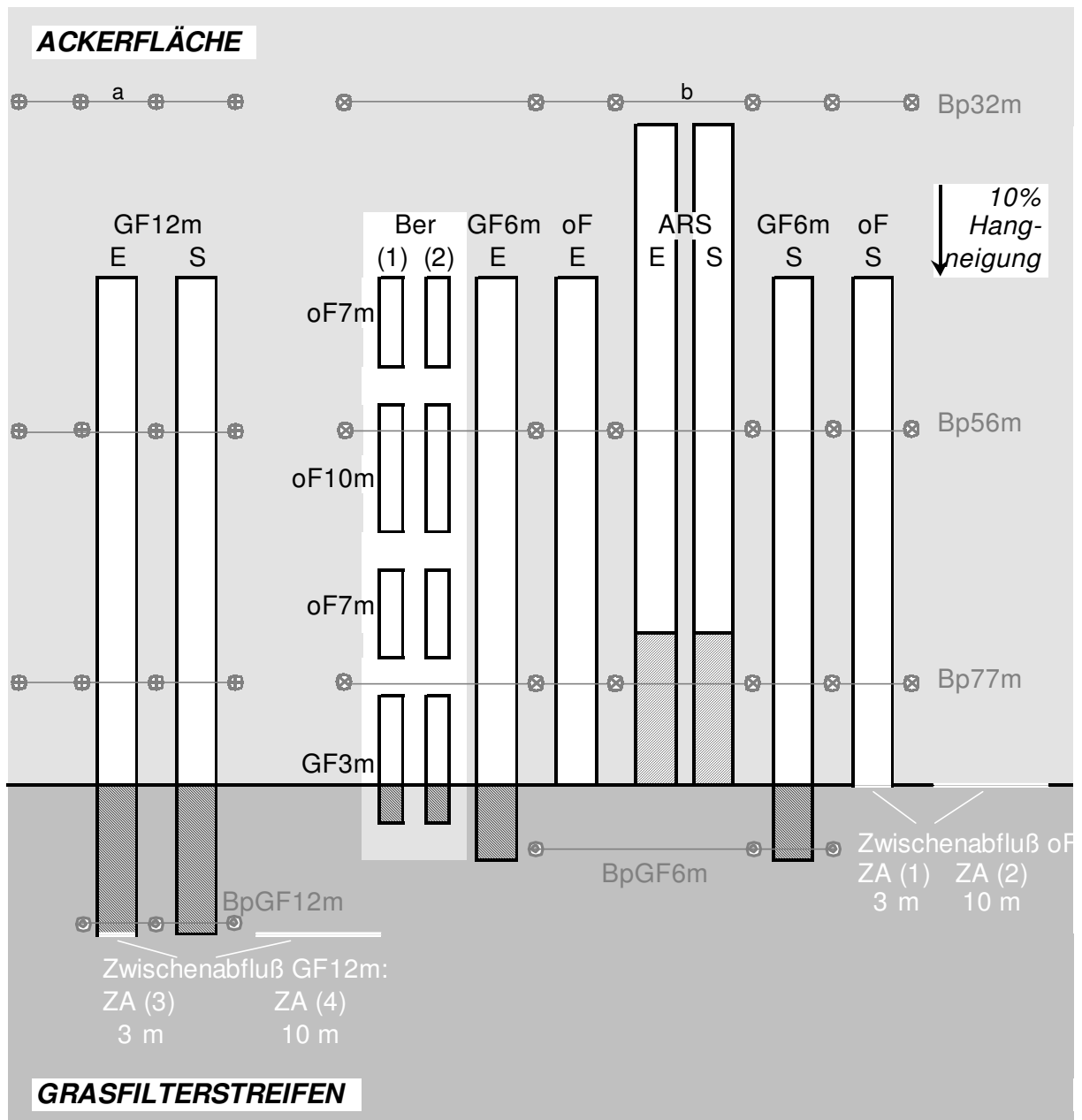


Abb. 1: Plan der Versuchsanlage (Parzellen zur Erfassung des Oberflächenabflusses: oF = ohne Filterstreifen; ARS = Ackerrandstreifen; GF3m, GF6m, GF12m = 3, 6, 12 m breiter Grasfilterstreifen; E = Parzelle mit automatischer Exaktprobenahme; S = Parzelle mit Sammelprobenahme; Ber(1), Ber(2) = jeweils parallel beregnete Parzellen; ZA 1-4 = Auffangvorrichtungen für Zwischenabfluß; Bp32m, Bp56m, Bp77m = Bodenproben mit jeweiligem Abstand zum oberen Ackerrand; ⊕, ⊗ = einzelne Probenahmepunkte in Position a bzw. b (vgl. Kap. 2.2.5); BpGF6m, BpGF12m = Bodenproben mit entsprechender Grasfilterstreifenbreite; ⊙ = einzelne Probenahmepunkte (vgl. Kap. 2.2.5))

Die Abflußrinnen zur Gewinnung der Sammelproben bestanden aus verzinktem Blech. Der Oberflächenabfluß wurde hier direkt in 750 l fassende Nylontonnen geleitet.

Nach der Entnahme der Proben (vgl. Kap. 2.2.5) wurden die Tonnen entleert und gereinigt. Sowohl die Verteilersysteme als auch die Nylontonnen zur Aufnahme der Sammelproben wurden in 1,5 m tiefen Gruben aufgestellt, die mit Holzbrettern verschalt waren. Die Gruben und alle übrigen Teile der Auffangsysteme waren abgedeckt, um eine Verdünnung der Proben mit Niederschlagswasser zu vermeiden. Durch die tiefen Gruben, die temperaturnausgleichend wirkten, wurde zudem eine Erwärmung der gesammelten Proben vermieden.

Erfassung des Zwischenabflusses

Der Zwischenabfluß wurde in den Varianten ohne Filterstreifen (oF) und mit 12 m breitem Grasfilterstreifen (GF12m) in jeweils zwei Wiederholungen (Abb. 1, S. 11) mittels Dränmatten abgeleitet und in Sammelgefäßen aufgefangen (vgl. ERPENBECK & MOLLENHAUER, 1986). Pro Variante war dabei eine Wiederholung mit einer 3 m breiten Dränmatte (Auffangvorrichtung ZA (1) und ZA (3)) und eine mit einer 10 m breiten Dränmatte (Auffangvorrichtung ZA (2) und ZA (4)) versehen. Die Dränmatten (CKL 15, Fa. Enka-Drän) lagen bis in einen Meter Tiefe senkrecht an der Profilwand an und bestanden aus drei Schichten. Direkt an der Profilwand befand sich ein Dränvlies aus Nylon (Porenweite 150 µm), an das sich ein 15 mm dicker Sickerkörper aus Nylongeflecht anschloß. Hangabwärts wurde die Dränmatte durch eine wasserundurchlässige Folie abgeschlossen. Aus der Dränmatte wurde der Zwischenabfluß von einem geschlitzten Dränrohr aus HD-PE übernommen, das von der Matte umwickelt war und mit geringer Neigung zu Sammelbehältern führte. Die Sammelbehälter der Auffangvorrichtungen ZA (1) und ZA (3) bestanden aus HD-PE und hatten ein Volumen von 140 l, die der Auffangvorrichtungen ZA (2) und ZA (4) aus Nylon mit 100 l Volumen. Auch die Sammelbehälter zur Erfassung des Zwischenabflusses waren in ca. 1,50 m tiefen Gruben aufgestellt.

2.2.4 Beregnungsversuche mit dem Bonner Regensimulator

Um den Stoffaustrag unter definierten Bedingungen näher zu charakterisieren, wurden auf zusätzlichen Versuchspartzen mehrere Feldberegnungen in jeweils zweifacher Wiederholung durchgeführt. Bei den Beregnungen wurden die Varianten ohne Filterstreifen (oF) und mit einem 3 m breiten Grasfilterstreifen (GF3m) untersucht (Tab. 4, S. 13). Auf einzelnen Partzen wurden mehrfache Beregnungen durchgeführt, die in Tab. 4 durch die Anzahl der Beregnungen (2 oder 3) gekennzeichnet sind. Die Partzellengröße betrug 7 m * 1,5 m Ackerfläche bzw. 10 * 1,5 m Ackerfläche (vgl. Abb. 1, S. 11). Die Partzen wurden dabei - wie die Partzen zur Erfassung des Oberflächenabflusses - mit verzinkten Blechen abgegrenzt. Am unteren Partzenende wurden Auffangbleche mit seitlicher Begrenzung leicht geneigt in den Boden geschlagen. Die Auffangbleche wurden am unteren Ende der Partze in dreieckiger

Form zusammengeführt, so daß der Oberflächenabfluß aufgefangen werden konnte. Unterhalb der Auffangbleche wurden Gruben ausgehoben, um die Probenahme von Hand zu ermöglichen. Während der Beregnungen wurden Gruben und Auffangblech durch eine aufgespannte wasserdichte Folie vor dem Niederschlag geschützt.

Tab. 4: Termine und Varianten der Beregnungen am Standort Velbert-Nevigés

Termin	Tage nach Applikation	Varianten	Parzellengröße (Ackerfläche)	Beregnung		
				Anzahl	Intensität (mm h ⁻¹)	Dauer (min)
28.05.1998	3	oF, GF3m	7 m * 1,5 m	1	44	90
05.06.1998	11	oF	7 m * 1,5 m	1	43	90
08.06.1998	14	oF	10 m * 1,5 m	2	47	90
08.06.1998	14	GF3m	7 m * 1,5 m	2	47	90
27.05.1999	3	oF, GF3m	7 m * 1,5 m	1	35	120
01.06.1999	8	oF, GF3m	7 m * 1,5 m	2	30	120
16.06.1999	23	oF	7 m * 1,5 m	3	35	120
16.06.1999	23	GF3m	7 m * 1,5 m	3	35	98

Alle Beregnungen wurden mit dem Bonner Regensimulator von KROMER & VÖHRINGER (1988) durchgeführt, der vom Institut für Landtechnik der Universität Bonn zur Verfügung gestellt wurde. Der Regensimulator arbeitet mit acht Flachstrahldüsen (Veejet 80 100), die im Abstand von 1,45 m an einem Schlitten installiert sind. Durch die Schlittenbreite von 10,2 m wird dabei die maximale Parzellenlänge vorgegeben. Der Schlitten wird in einer Höhe von 2,50 m über den Parzellen hangparallel hin- und herbewegt. Bei jeder Überfahrt werden von jeweils zwei nebeneinander liegenden Düsen eine an- bzw. abgeschaltet, um eine ungleichmäßige Niederschlagsverteilung aufgrund sich überlappender Spritzkegel zu vermeiden. Die Niederschlagsintensität wird dabei durch die Häufigkeit der Überfahrten bestimmt, wodurch die kinetische Energie - die durch Größenverteilung und Fallgeschwindigkeit der Tropfen bestimmt wird - bei allen durchgeführten Beregnungen gleich hoch war. Laut HASSEL & RICHTER (1992) betrug die vom Bonner Regensimulator erzeugte kinetische Energie im Vergleich zu einem natürlichen Niederschlagsereignis (30,3 mm/h) ca. 90 %. Diese Zahl ergibt sich daraus, daß im Vergleich zum natürlichen Niederschlagsereignis ein geringerer Anteil großer Tropfen (4-6 mm Tropfendurchmesser) sowie Aufprallgeschwindigkeiten der Tropfen von 88 bis 100 % festgestellt wurden. Die tatsächliche Niederschlagsintensität betrug bei den einzelnen Beregnungen zwischen 30 und 47 mm h⁻¹ und wurde mittels handelsüblicher Niederschlagsmesser bestimmt (SCHMELMER, 2003). Die Bestimmung der Oberflächenabflußmengen erfolgte minütlich mittels 1000 ml-Standzylindern, die bei Bedarf mehrmals ausgelitert wurden. Die Probenahme erfolgte je nach Niederschlagsintensität und Zeitpunkt im Verlauf des Ereignisses im

Abstand von drei bis sieben Minuten. Die entnommenen Proben (550 ml) wurden bis zur weiteren Aufbereitung in Glasgefäßen gelagert (s. Kap. 2.2.5); eine Kühlung während der Feldberegnungen und Transports erfolgte dabei nicht.

2.2.5 Probenahme, Aufbereitung und Lagerung

Oberflächenabflusssuspensionen und Zwischenabfluß

Die Probenahme erfolgte in den Sommermonaten in Abhängigkeit von den aufgetretenen Niederschlägen und nach größeren Niederschlagsereignissen spätestens am folgenden Tag. Die in den Exaktprobenahmegeräten abgefüllten Einzelproben mußten lediglich entnommen werden. Die Sammelproben wurden zunächst in den Sammelbehältern homogenisiert, aus denen anschließend 2 bis 3 Aliquote (ca. 1 l) entnommen wurden. Zur Trennung von Feststoff- und Lösungsphase wurden die Abflußproben zu Beginn des Untersuchungszeitraumes filtriert (Glasfaserfilter, GF/C, 1,2 µm). Die Filtration erwies sich aber als unpraktikabel, da die vollständige Trennung vieler Proben trotz des angelegten Vakuums zu lange dauerte. Aus diesem Grunde wurden die Abflusssuspensionen ab dem 16.6.1997 zunächst mit 5 ml 2 M MgCl₂-Lösung pro Liter versetzt, um eine Fällung der Schwebstoffe zu bewirken. Nach 24 h Absetzzeit bei +4 °C erfolgte eine halbstündige Zentrifugation (3000 U min⁻¹). Die wässrige Phase wurde abdekantiert und das Sediment in Glasschalen überspült. Bis zur Extraktion - die möglichst kurz nach der Phasentrennung erfolgte - wurden die wässrigen Proben bei +4 °C gelagert. Das Sediment wurde 16 h bei 40 °C im Umlufttrockenschrank getrocknet und in Rollrandgläschen bei -18 °C bis zur Analyse gelagert. Je nach Sedimentmenge wurden zur Trockenmassebestimmung 5 bis 10 g des luftgetrockneten Sediments in Porzellantiegel eingewogen und dann 24 h bei 105 °C getrocknet. Nach dem Abkühlen im Exsikkator wurden die Proben erneut gewogen und die Trockenmasse über die Differenz zwischen lufttrockener und absolut trockener Probe berechnet. Aufgrund der geringen Sedimentgehalte vieler Proben konnte eine Trockenmassebestimmung teilweise nicht durchgeführt werden. Die angegebenen Sedimentkonzentrationen des Oberflächenabflusses und der Stoffgehalte im Sediment beziehen sich daher auf das bei 40 °C getrocknete Probenmaterial. Bei ca. 20 % der Proben konnte eine Trockenmassebestimmung durchgeführt werden; die Ergebnisse sind im Anhang (Tab. 57 und 59) wiedergegeben. Die ermittelten Trockenmassen betragen zwischen 93,0 und 99,2 % der bei 40 °C getrockneten Sedimentproben.

Bodenproben

Während der Vegetationsperioden 1998 und 1999 wurden mehrfach Bodenproben an verschiedenen Positionen entlang des Hanges entnommen (vgl. Abb. 1, S. 11) und auf gelöste, d.h. mit CaCl₂-Lösung extrahierbare sowie mit Aceton extrahierbare Gehalte der Herbizidwirkstoffe Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin hin untersucht.

Die Probenahme erfolgte dabei in den Tiefenstufen 0-10, 10-30, 30-60 und 60-90 cm jeweils vor und zu verschiedenen Terminen nach den Herbizidapplikationen (Tab. 5).

Tab. 5: Termine der Bodenprobenahme im Anschluß an die Herbizidapplikationen am 25.05.1998 und 24.05.1999 (TvA, TnA = Tage vor bzw. nach der jeweiligen Applikation)

<u>Applikationsjahr</u>	<u>Termine</u>					
1998:	4 ¹⁾ bzw. 122 ²⁾ TvA,	2 TnA,	16 TnA,		149 TnA,	288 TnA,
1999:	13 TvA,	2 TnA,	9 TnA,	24 TnA,	126 TnA,	

¹⁾ Tiefenstufen 0-10, 10-30 und 30-60 cm, ²⁾ nur Tiefenstufe 60-90 cm

Die Probenahme in 0-10 cm und 10-30 cm Bodentiefe erfolgte mittels eines handelsüblichen Spatens und eines Kittmessers. Die tieferliegenden Bodenbereiche wurden mit einem Edelman-Spiralbohrer (Fa. Eijkelkamp) beprobt. Dabei wurden die Randpartien des entnommenen Bodens verworfen, um eine Verschleppung von Material aus den darüber liegenden Bodenhorizonten zu vermeiden. Das verbleibende Bodenmaterial wurde homogenisiert und ein Aliquot entnommen. Aus verschiedenen Aliquoten (4 und 6) hangparallel gezogener Bodenproben wurde dann eine Mischprobe erstellt. Von der Ackerfläche wurden dabei zu jedem Probenahmetermin sechs Mischproben an drei verschiedenen Positionen am Hang entnommen, d.h. in 32, 56 und 77 m Entfernung vom oberen Ackerrand. Die Proben auf der - von unten betrachtet - linken Ackerhälfte (Bp32a, Bp56a und Bp77a; vgl. Abb. 1, S. 11) wurden aus jeweils vier Einzelproben erstellt; auf der rechten Ackerseite bildeten jeweils sechs Einzelproben eine Mischprobe (Bp32b, Bp56b und Bp77b). Zur Untersuchung der Grasfilterstreifen wurden pro Termin für alle Tiefenstufen jeweils zwei Mischproben erstellt, d.h. in 6 m (BpGF6m) und 12 m (BpGF12m) Entfernung vom unteren Ackerrand. Die Beprobung der Grasfilterstreifen erfolgte bei den einzelnen Probenahmeterminen jeweils als erstes, um Verschleppungen von der Ackerfläche zu vermeiden. Aufgrund zahlreicher Bodenstörungen, die beim Aufbau der Versuchsanlage entstanden, mußten die Mischproben der Grasfilterstreifen aus lediglich drei Einzelproben erstellt werden. Während der Beprobung wurde das entnommene Bodenmaterial in Kühlboxen und anschließend bei -18 °C gelagert. Vor der Extraktion wurden die Proben schonend aufgetaut, homogenisiert, auf 2 mm Korngröße gesiebt und in zwei Fraktionen geteilt. Die zur Bestimmung der mit Aceton extrahierbaren Wirkstoffgehalte verwendete Fraktion wurde luftgetrocknet; die Bestimmung der gelösten Wirkstoffanteile erfolgte an feldfrischem Boden (Kap. 2.4.1).

2.3 Erstellung von Sorptionsisothermen für die untersuchten Wirkstoffe

In Anlehnung an die OECD-Guideline Nr. 106 (1993) wurde ein Laborversuch durchgeführt, um das Ad- und Desorptionsverhaltens der Wirkstoffe Metolachlor,

Terbutylazin und Pendimethalin unter definierten Bedingungen zu charakterisieren. Hierzu wurden jeweils 20 g Boden von der Versuchsfläche aus den Tiefenstufen 0-30, 30-60 und 60-90 cm in Glas-Zentrifugenbechern mit 50 ml 0,01 M CaCl_2 -Lösung versetzt. Die Ausgangskonzentrationen der genannten Wirkstoffe in den Schüttellösungen betragen 12,5, 25, 50, 100, 200 und 400 $\mu\text{g l}^{-1}$; pro Konzentration wurden jeweils zwei Wiederholungen angesetzt. Nach einer Schüttelzeit von 16 h und einer zehnmütigen Zentrifugation bei 1500 U min^{-1} wurden 40 ml Aliquot entnommen. Die in diesen Lösungen ermittelten Wirkstoffkonzentrationen dienten zur Erstellung der Adsorptionsisothermen. Nachdem die Lösungen aus den Zentrifugenbechern entnommen waren, wurden 40 ml wirkstofffreie 0,01 M CaCl_2 -Lösung zugegeben. Die Wirkstoffkonzentrationen in den nach erneutem Schütteln und Zentrifugieren entnommenen Lösungen bildeten die Grundlage zur Erstellung von Desorptionsisothermen.

2.4 Messung der Wirkstoffkonzentrationen und -gehalte

2.4.1 Extraktionsverfahren

Bei den Wasserproben (Oberflächen- und Zwischenabfluß) wurde zunächst eine Festphasenanreicherung der gelösten Wirkstoffe durchgeführt; bei den Sedimentproben erfolgte eine Extraktion von Wirkstoffanteilen, die nach der Trennung von der gelösten Phase der Oberflächenabflußsuspensionen in den Feststoffen verblieben waren. Bei den Bodenproben wurden jeweils zwei getrennte Extraktionen von getrockneten und feldfrischen Parallelproben zur Bestimmung der mit Aceton extrahierbaren und der leicht löslichen Wirkstoffanteile durchgeführt. Eine direkte analytische Bestimmung der adsorbierten Wirkstofffraktion erfolgte nicht; die entsprechenden Gehalte wurden über die Differenz von mit Aceton extrahierbaren Gehalten und den jeweiligen leicht löslichen Anteilen - bezogen auf den trockenen Boden - ermittelt. Im weiteren sind die leicht löslichen Wirkstoffkonzentrationen der Bodenproben jedoch in Bezug auf die Bodenlösung dargestellt. Nach den in zwei- bis dreifacher Wiederholung durchgeführten Extraktionen erfolgte die quantitative Bestimmung mittels GC oder HPLC (Kap. 2.4.2).

Wasserproben (Oberflächen- und Zwischenabfluß)

Zur Erfassung der Herbizidkonzentrationen wurden die in 150 ml bis 250 ml der wäßrigen Probe enthaltenen Wirkstoffe an Festphasenextraktionssäulen aufkonzentriert. Die Säulen wurden aus 5 ml-Spritzenzylindern mit 0,5 g zwischen Cellulose-Rückhaltefiltern verdichtetem C18-Material (Octadecylsilan Baker Nr. 7025-01) hergestellt und mit 2 x 2 ml Methanol (Baker Nr. 8402) und 3 x 5 ml rückstandsfreiem Wasser (Baker Nr. 4218) konditioniert. Bei Bedarf wurden die feuchten, mit den Wirkstoffen angereicherten Säulen bei $-18 \text{ }^\circ\text{C}$ gelagert. Die Elution erfolgte nach 15-minütiger Trocknung im Stickstoffstrom mit 2 x 2 ml rückstandsfreiem Aceton (Baker Nr. 9245). Das

Eluat wurde in Spitzkolben überführt und am Rotationsverdampfer bis zur Trockene eingengt. Der Rückstand wurde in 1,5 ml n-Hexan (Riedel Nr. 1208) für die GC-Messung bzw. in einem Acetonitril-Wasser-Gemisch (80/20 v/v) für die HPLC-Messung aufgenommen, bei Bedarf filtriert (Filter aus regenerierter Cellulose, 0,45 µm) und in Probengläschen überführt. Bis zur Messung lagerten die Extrakte bei +4 °C.

Sedimentproben

Die Extraktion erfolgte mit Aceton. Hierzu wurden 2 g getrocknetes Sediment in Glas-Zentrifugenbecher eingewogen, mit 5 ml Aceton (Baker Nr. 9254) versetzt, zweimal eine halbe Stunde im Ultraschallbad (Soronex; Fa. Bandulin) bei 40 °C behandelt und ca. 5 min bei 3000 U min⁻¹ zentrifugiert. Anschließend wurden 3 ml des Überstandes abpipettiert, in Spitzkolben überführt und am Rotationsverdampfer bis zur Trockene eingengt. Der Rückstand wurde in 1,5 ml n-Hexan (GC-Messung) bzw. in einem Acetonitril-Wasser-Gemisch (80/20v/v; HPLC-Messung) aufgenommen, filtriert (Filter aus regenerierter Cellulose; 0,45 µm) und in Probengläschen überführt.

Mit Aceton extrahierbare Gehalte der Bodenproben

Die Extraktion der Wirkstoffgehalte erfolgte bei den Bodenproben in ähnlicher Weise wie bei den Sedimentproben; allerdings erwiesen sich hier zwei getrennte Extraktionsgänge in Bezug auf die Wiederfindungsraten als günstiger. 20 g lufttrockener Boden wurde mit 50 ml Aceton versetzt und nach 30-minütiger Ultraschallbehandlung 10 min bei 1500 U min⁻¹ zentrifugiert. Anschließend wurden 30 ml der Extraktionslösung in einen Spitzkolben überführt; das überständige Aceton wurde verworfen. Die Proben wurden erneut mit 50 ml Aceton versetzt, im Ultraschallbad extrahiert und zentrifugiert. Die nun entnommenen Aliquote (30 ml) wurden mit den entsprechenden Lösungen aus dem ersten Extraktionsschritt zusammengeführt und am Rotationsverdampfer eingengt. Der Rückstand wurde in 1,5 ml Acetonitril-Wasser-Gemisch (HPLC-Messung) aufgenommen, filtriert (Filter aus regenerierter Cellulose; 0,45 µm) und in Probengläschen überführt.

Wirkstoffkonzentrationen in der Bodenlösung

Die Extraktion der leicht löslichen Wirkstofffraktionen erfolgte in Anlehnung an die OECD-Guideline Nr. 106 (1993). In Glas-Zentrifugenbechern wurden 20 g feldfrischer Boden mit 50 ml 0,01 M CaCl₂-Lösung (CaCl₂: Merck Nr. 6404; HPLC-Wasser: Baker Nr. 4218) versetzt, 16 h am Überkopfschüttler geschüttelt und 10 min bei 1500 U min⁻¹ zentrifugiert. Anschließend wurden 40 ml Aliquot entnommen und mittels Festphasenextraktion den Wasserproben entsprechend aufbereitet (s.o.).

2.4.2 GC- und HPLC-Messung

Die Erfassung der Konzentrationen und Gehalte von Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin der Wasser- bzw. Sedimentproben wurde 1997 mittels GC-Analysen durchgeführt, 1998 und 1999 mittels HPLC. Die Messung von Chlortoluron sowie der übrigen Wirkstoffgehalte der Bodenproben erfolgte durchgehend mittels HPLC. Tab. 6 zeigt den jeweiligen Geräteaufbau sowie die gewählten Meßbedingungen.

Tab. 6: Meßbedingungen und Aufbau der GC- bzw. HPLC-Anlage zur Bestimmung der Wirkstoffgehalte und -konzentrationen

	<u>GC-Anlage</u>	<u>HPLC-Anlage</u>
Geräte:	Autosampler: AS800, Fa. Fisons Säulenofen: GF8130, Fa. Fisons NPD-Detektor: NPD800, Fa. Fisons ECD -Detektor: EL800, Fa. Fisons	Degasser: ERC-3512, Fa. Schambeck Pumpe: P580, Fa. Dionex Autosampler: Gina 50, Fa. Dionex UV-Detektor: Spectro Monitor1100 PDA-Detektor: Spectro Monitor5000
Säulen:	Kapillarsäule DB-XL (0,25µm-Film), 0,250 mm * 30 m	Nucleosil 5µ C ₁₈ , 4 * 250 mm oder Hypersil 3µ C ₁₈ , 4,6 * 250 mm
Vorsäule:	Kapillarsäule FS-OV-17-desaktiviert, 0,250 mm * 1 m	Nucleosil 5µ C ₁₈ , 3 * 20 mm oder Hypersil 3µ C ₁₈ , 3 * 20 mm
Mobile Phase:	N ₂ ; 145 kPa	Gradient aus Acetonitril/Wasser; 0,6 ml min ⁻¹
Injektionsvol.:	1 µl	50 µl
Auswertung:	Chrom-Card, Fa. Fisons	Chromleon, Fa. Dionex

2.4.3 Richtigkeit, Reproduzierbarkeit und Nachweisgrenzen

Die Nachweis- und Bestimmungsgrenzen der Wirkstoffe für Wasser- und Sedimentproben sowie für Bodenproben (extrahierbare Gehalte und Wirkstoffkonzentrationen in der wäßrigen Phase) wurden anhand von Wiederfindungsversuchen und anschließender Auswertung nach FREHSE & THIER (1991) ermittelt; die entsprechenden Werte sind in Tab. 7 wiedergegeben. Die Nachweis- und Bestimmungsgrenzen waren bei dem routinemäßig angewandten Verfahren dabei relativ niedrig. Die Wiederfindungsraten von Chlortoluron, Metolachlor und Terbutylazin betrugen zwischen 92 und 102 %. Auch für Pendimethalin, das eine hohe Adsorptionsneigung aufweist, wurden mit 70 bis 96 % vergleichsweise gute Wiederfindungsraten ermittelt.

Tab. 7: Nachweisgrenzen (NG) und Bestimmungsgrenzen (BG) sowie Wiederfindungsraten (WFR) der untersuchten Pflanzenschutzmittelwirkstoffe für die Analysen des Oberflächenabflusses (wäßrige Phase), des ausgetragenen Sediments und der Bodenproben (n.u. = nicht untersucht)

		Chlortoluron	Metolachlor	Terbuthylazin	Pendimethalin
Oberflächenabfluß	NG ($\mu\text{g l}^{-1}$)	0,28	0,23	0,29	0,30
	BG ($\mu\text{g l}^{-1}$)	0,41	0,36	0,44	0,46
	WFR (%)	95	93	92	83
Sediment	NG ($\mu\text{g kg}^{-1}$)	15,6	22,9	7,60	20,4
	BG ($\mu\text{g kg}^{-1}$)	23,3	34,3	11,5	30,6
	WFR (%)	99	102	97	96
Boden (wäßrige Phase)	NG ($\mu\text{g l}^{-1}$)	n.u.	0,27	0,17	0,11
	BG ($\mu\text{g l}^{-1}$)	n.u.	0,44	0,27	0,18
	WFR (%)	n.u.	90	95	70
Boden (extrahierbare Gehalte)	NG ($\mu\text{g kg}^{-1}$)	n.u.	1,67	1,98	1,60
	BG ($\mu\text{g kg}^{-1}$)	n.u.	3,00	2,98	2,40
	WFR (%)	n.u.	95	93	81

Zur Überprüfung der Richtigkeit der Analysen wurden vom Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen während des Untersuchungszeitraumes mehrere Vergleichsuntersuchungen durchgeführt, bei denen dotiertes Probenmaterial bzw. Feldproben von der Versuchsanlage in Velbert und von einer Versuchsanlage des Landesumweltamtes (Homburg) verwendet wurden. Die Analyseergebnisse für die vergleichend untersuchten Feldproben sind in Tab. 8 (S. 20) dargestellt. Die Ergebnisse wiesen dabei für die Wirkstoffe Metolachlor und Terbuthylazin zumeist nur geringe Abweichungen auf. Bei vergleichsweise niedrigen Lösungskonzentrationen in den Wasserproben wurden dagegen für Pendimethalin größere Schwankungen festgestellt, während die vergleichende Untersuchung der Pendimethalin-Gehalte im Sediment eine weitgehende Übereinstimmung ergab.

Darüber hinaus wurden vergleichende Messungen mit HPLC und GC durchgeführt, wobei die Variationskoeffizienten im Regelfall unter 15 % betragen. Die Reproduzierbarkeit wurde anhand von mehrmals wiederholten Extraktionen derselben Proben überprüft; die entsprechenden Variationskoeffizienten lagen meist unter 10 %. Insgesamt ist damit davon auszugehen, daß die Richtigkeit der Ergebnisse gewährleistet ist.

Tab. 8: Vergleich der Ergebnisse von eigenen Untersuchungen mit Analysen des Landesumweltamtes (Sedimentproben in mg kg⁻¹, Wasserproben in µg l⁻¹)

Probe	Wirkstoff	eigene Messung	Messung LUA	cv (%)
Velbert 1 (Sediment)	Metolachlor	0,70	0,63	7
	Terbuthylazin	0,65	0,64	1
	Pendimethalin	2,03	2,00	1
Velbert 2 (Sediment)	Metolachlor	0,90	0,83	6
	Terbuthylazin	0,89	0,82	6
	Pendimethalin	4,16	3,90	5
Homburg 1 (Wasser)	Metolachlor	33,4	24,0	23
	Terbuthylazin	26,0	20,0	18
	Pendimethalin	1,90	0,43	89
Homburg 1 (Sediment)	Metolachlor	0,33	0,29	9
	Terbuthylazin	0,26	0,25	3
	Pendimethalin	1,21	1,00	13
Homburg 2 (Wasser)	Metolachlor	86,0	63,0	22
	Terbuthylazin	57,7	45,0	18
	Pendimethalin	2,05	0,42	93
Homburg 2 (Sediment)	Metolachlor	0,40	0,43	5
	Terbuthylazin	0,34	0,40	12
	Pendimethalin	0,91	0,97	5
Homburg 3 (Wasser)	Metolachlor	62,7	58,0	6
	Terbuthylazin	49,5	50,0	1
	Pendimethalin	1,64	0,49	76
Homburg 3 (Sediment)	Metolachlor	0,38	0,33	10
	Terbuthylazin	0,35	0,34	2
	Pendimethalin	0,84	0,82	2
Homburg 4 (Wasser)	Metolachlor	50,8	38,0	20
	Terbuthylazin	42,7	34,0	16
	Pendimethalin	1,42	0,27	96
Homburg 4 (Sediment)	Metolachlor	0,40	0,34	12
	Terbuthylazin	0,37	0,35	4
	Pendimethalin	0,98	0,91	5

2.5 Vergleichende Untersuchungen zur Sedimentzusammensetzung

Da mit dem Oberflächenabfluß selektive Transportprozesse stattfinden können, die die Zusammensetzung des Sediments beeinflussen, wurden die abgetragenen Sedimente sowie die Böden aus dem Bereich der Ackerfläche zusätzlich auf ihre Gehalte an Corg, Al und Fe hin untersucht. Die Corg-Gehalte wurden mit einem C/N-Analyser (Fa. Fisons) gemessen. Die Bestimmung der Gehalte an Al und Fe erfolgte nach Königswasseraufschluß in Anlehnung an DIN 38414. Hierbei wurden 0,2 g Probenmaterial mit 10,5 ml konz. HNO₃ (65 %) und 3,5 ml konz. HCl (37 %) versetzt, über Nacht zum Aufschluß der organischen Substanz bei Zimmertemperatur stehen gelassen und anschließend bei höheren Temperaturen (45 min bei 70 °C, 30 min bei 110 °C und 180 min bei 120 °C) extrahiert. Die Messung erfolgte mittels ICP-AES. Die Richtigkeit

der Bestimmung wurde durch parallele Untersuchungen von Standardbodenproben überprüft, die Reproduzierbarkeit anhand von Messungen bereits untersuchter Sedimentproben. Darüber hinaus wurden bei der Analyse i.d.R. Doppelbestimmungen durchgeführt.

2.6 Auswertung der Ergebnisse

Die statistische Auswertung der Ergebnisse erfolgte mit dem Statistikprogramm SPSS, Version 11.0. Die einzige Ausnahme stellen die in Kap. 2.6.2 beschriebenen Berechnungen zum Wirkstoffabbau dar, für die das Programm "CFIT - Nichtlineare Regression" (HELFRICH, 1996) verwendet wurde. Zur Beschreibung des Sorptionsverhaltens sowie der Wirkstoffkonzentrationen und -gehalte in den Oberflächenabflusssuspensionen wurden lineare Regressionen berechnet, die in Kap. 2.6.1 und 2.6.3 näher erläutert werden. Die Überprüfung der erforderlichen Annahmen sowie Tests auf eventuelle Ausreißer hin erfolgten dabei anhand von Residuenanalysen (KOCKLÄUNER, 1988; CHATTERJEE & PRICE, 1995). Zudem wurde anhand der Berechnungsdaten mithilfe von einfachen und multiplen linearen Regressionen der Einfluß verschiedener Parameter, d.h. des zeitlichen Abstands zur Applikation sowie der Berechnungs- und Abflußintensität, auf die Lösungskonzentrationen im Oberflächenabfluß untersucht (Kap. 6.1.2). Regressionskoeffizienten stellen dabei eine Schätzung für die Veränderung der abhängigen Variablen dar, die sich durch die Änderung der jeweiligen unabhängigen Variablen um eine Einheit ergibt. Durch Standardisieren werden sogenannte Beta-Koeffizienten gebildet, die definitionsgemäß keine Dimension aufweisen (KOCKLÄUNER, 1988). Mit standardisierten Koeffizienten wird daher der marginale Einfluß von Parametern auf die Regressanden beschrieben; sie stellen somit bei multiplen Regressionen ein Maß für den Einfluß der einzelnen Parameter auf die abhängige Variable dar (CHATTERJEE & PRICE, 1995). Die Eignung einer multiplen Regressionsgleichung zur Beschreibung der Daten läßt sich anhand des korrigierten r^2 -Wertes bestimmen. Das Bestimmtheitsmaß r^2 kann vermindert werden, indem zusätzliche Parameter in die Regressionsrechnung einbezogen werden. Da davon auszugehen ist, daß jeder weitere Parameter zumindest einen geringen Teil der Schwankung der abhängigen Variablen erklärt und somit der unerklärte Rest sinkt, steigt das Bestimmtheitsmaß in der Regel mit der Anzahl der unabhängigen Variablen. Der korrigierte r^2 -Wert wird dagegen unter Einbeziehung der jeweiligen Anzahl der Freiheitsgrade der Summe der Abweichungsquadrate bestimmt. Er ist damit stets kleiner als das Bestimmtheitsmaß und steigt bei der Einbeziehung zusätzlicher unabhängiger Variablen nur an, wenn ein entsprechender Einfluß gegeben ist. Anhand der jeweiligen korrigierten r^2 -Werte läßt sich somit vergleichen, wie gut sich verschiedene Gleichungen zur Beschreibung der abhängigen Variablen eignen (CHATTERJEE & PRICE, 1995).

Desweiteren wurden verschiedene Mittelwertvergleiche durchgeführt. Veränderungen in den Wirkstoffgehalten der Bodenproben aus dem Bereich der Ackerfläche wurden für die einzelnen Wirkstoffe und Tiefenstufen für jeweils aufeinanderfolgende Probenahmetermine durch T-Tests für verbundene Stichproben untersucht. Um das Sorptionsverhalten der Wirkstoffe in den Oberflächenabflusssuspensionen der verschiedenen Filterstreifenvarianten zu vergleichen, wurden für die Verteilungskoeffizienten zwischen adsorbierter und gelöster Phase T-Tests nach Tukey für unverbundene Stichproben durchgeführt. Die bei den einzelnen Untersuchungen ermittelten Signifikanzniveaus ($\alpha < 5, 1$ bzw. $0,1 \%$) sind jeweils durch einen bis drei Sternchen gekennzeichnet.

2.6.1 Beschreibung des Ad- und Desorptionsverhaltens der Wirkstoffe

Das Sorptionsverhalten von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen wird häufig über die nicht-lineare, empirisch begründete Freundlich-Isotherme

$$x/m = K_F * C^{1/n}$$

beschrieben (z.B. HAMAKER & THOMPSON, 1972). x/m stellt dabei die Wirkstoffmenge dar, die bei der Lösungskonzentration C - bezogen auf eine definierte Gewichtseinheit Boden - adsorbiert wird; K_F und $1/n$ sind Konstanten. Durch Logarithmieren ergibt sich die linearisierte Form:

$$\log x/m = \log K_F + \log C * 1/n$$

Über die jeweiligen K_F -Werte kann das Adsorptionsverhalten von Wirkstoffen untereinander oder auch das Verhalten eines Wirkstoffs in Böden verschiedenen Stoffbestandes verglichen werden. Aufgrund der exponentiellen Form der Funktion ist dabei aber die Bezugsgröße der Daten zu berücksichtigen, da sich mit ihr der K_F -Wert ändert (BOWMAN, 1982). Sofern es nicht ausdrücklich erwähnt wird, stellen die in dieser Arbeit aufgeführten K_F -Werte dabei die bei einer Lösungskonzentration von $1 \mu\text{g l}^{-1}$ adsorbierte Wirkstoffmenge in $\mu\text{g kg}^{-1}$ dar. Freundlich-Isothermen wurden v.a. zur Beschreibung des Sorptionsverhaltens der einzelnen Wirkstoffe im Laborversuch verwendet (Kap. 2.3 und 4.1); zusätzlich wurde die Wirkstoffverteilung zwischen adsorbierter und gelöster Phase in Bodenproben des Oberbodens und in den Oberflächenabflusssuspensionen vergleichend anhand von Freundlich-Isothermen dargestellt (Kap. 4.2 und 4.3). Im engeren Sinne setzt ein direkter Vergleich von K_F -Werten übereinstimmende Werte für die Steigungen $1/n$ voraus (DAO et al., 1982; KLIMSA, 1996). Bei den dargestellten Ergebnissen ist daher zu berücksichtigen, daß die untersuchten Isothermen zumeist voneinander abweichende $1/n$ -Werte aufweisen.

Im Gegensatz zu Freundlich-Isothermen, die insbesondere eine Betrachtung des Sorptionsverhaltens über große Konzentrationsbereiche hinweg ermöglichen, wird über Verteilungskoeffizienten

$$K' = \frac{C_{\text{ads}}}{C_{\text{gel}}}$$

für einzelne Meßwertpaare die Verteilung zwischen adsorbierten (C_{ads}) und gelösten (C_{gel}) Wirkstoffkonzentrationen wiedergegeben. Die Verteilungskoeffizienten haben dabei die Einheit l kg^{-1} . Auf diese Weise wurden v.a. Veränderungen der Wirkstoffverteilung mit zunehmendem zeitlichen Abstand zur Applikation in Bodenproben (Kap. 4.2) und Oberflächenabflußsuspensionen (Kap. 4.3) beschrieben. Während für die Oberflächenabflußsuspensionen die Verteilungskoeffizienten direkt aus den adsorbierten (Gehalte im Sediment) und gelösten (Konzentrationen im Abfluß) Wirkstoffanteilen abgeleitet werden konnten, wurden in den Bodenproben die adsorbierten Anteile nicht direkt erfaßt (vgl. Kap. 2.4.1). Die entsprechenden Gehalte wurden über die Differenz von extrahierbaren Gesamtgehalten und den jeweiligen gelösten Anteilen - bezogen auf den trockenen Boden - ermittelt.

2.6.2 Beschreibung der Kinetik der Wirkstoffabnahme

Die Kinetik der Abnahme der Wirkstoffkonzentrationen von Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin wurde anhand der jeweiligen mit Aceton extrahierbaren Gehalte der Bodenproben (Tiefe 0-10 cm), die nach den Applikationen 1998 und 1999 auf der Versuchsfläche entnommen wurden, untersucht. Häufig wird die Wirkstoffabnahme durch Funktionen des Typs

$$\frac{\delta c}{\delta T_{\text{nA}}} = -k * c^n$$

dargestellt (MACKAY & STIVER, 1988). Dabei ist c die Wirkstoffkonzentration, T_{nA} die Zeit nach der Applikation in Tagen, k die Abnahmerate und n die Reaktionsordnung. Die integrierte Form der Funktion ergibt für eine Reaktionskinetik erster Ordnung:

$$C_{T_{\text{nA}}} = C_0 * e^{-k * T_{\text{nA}}}$$

wobei $C_{T_{\text{nA}}}$ die Wirkstoffkonzentration in $\mu\text{g kg}^{-1}$ Boden zum jeweiligen Zeitpunkt in T_{nA} darstellt und C_0 die Anfangskonzentration in $\mu\text{g kg}^{-1}$ Boden. Die Abnahmerate k ist hier zu jedem Zeitpunkt proportional zu $C_{T_{\text{nA}}}$. Somit ergibt sich ein definierter DT_{50} -Wert, der einen einfachen Vergleich von verschiedenen Abnahmekurven ermöglicht. Durch diese Form der Anpassung wird aber nicht berücksichtigt, daß die Wirkstoffabnahme insbesondere kurz nach der Applikation sehr rasch, danach deutlich langsamer erfolgen

kann (DENKLER & BRÜMMER, 1993; KLIMSA, 1996; PÄTZOLD, 1998). Daher wurde die Abnahme der verschiedenen Wirkstoffe auch durch zwei über eine Summenbildung gekoppelte Exponentialfunktionen beschrieben:

$$C_{TnA} = C_0 * e^{-k * TnA} + C'_0 * e^{-k' * TnA}$$

Bei der Verwendung von gekoppelten Exponentialfunktionen ergibt sich im allgemeinen kurz nach der Applikation eine sehr rasche Abnahme; mit zunehmendem zeitlichen Abstand zur Applikation vermindert sich die Abnahmerate jedoch erheblich. Diese Form der Anpassung ist daher häufig besser geeignet, um die bei der Wirkstoffabnahme auftretenden, sich überlagernden schnellen und langsamen Prozesse zu beschreiben (LAFLEUR, 1980; PÄTZOLD, 1998).

2.6.3 Austragsverhalten der Wirkstoffe bei Beregnungen

Der Austrag der Herbizide wird - bei gegebenen Eigenschaften der einzelnen Wirkstoffe und der Böden - vor allem durch klimatische Faktoren und dabei in starkem Maße durch die Niederschlagsmenge bestimmt. Für die Herbizidkonzentrationen und -gehalte, die infolge der einzelnen Beregnungen in den Oberflächenabflusssuspensionen auftraten, wurde in Anlehnung an KLÖPPEL et al. (1997) folgende Potenzfunktion für die Beziehung zur Beregnungsmenge

$$C_t = N_t^s * O$$

bzw. ihre durch Logarithmieren linearisierte Form

$$\log C_t = s * \log N_t + \log O$$

angepaßt. Hierbei ist C_t die Konzentration in $\mu\text{g l}^{-1}$ bzw. der Gehalt in $\mu\text{g kg}^{-1}$ zum Zeitpunkt t , N_t der kumulierte Niederschlag zum Zeitpunkt t , O und s sind Konstanten. Die Niederschlags- bzw. Beregnungssumme wirkt in mehrfacher Hinsicht auf die für einen oberflächlichen Austrag zur Verfügung stehende Wirkstoffmenge. Sie wurde von HAIDER (1994) insbesondere zur Beschreibung des Austragsverhaltens schwach adsorbierter Wirkstoffe vorgeschlagen. Gelöst bzw. leicht mobilisierbar vorliegende Wirkstoffe unterliegen im Verlauf eines Abflußereignisses sowohl einer lateralen als auch einer vertikalen Verlagerung (TRUMAN et al., 1998b); beides wird stark von der transportierten Wassermenge und damit von der Niederschlags- bzw. Beregnungssumme beeinflusst. Die Wirkstoffgehalte im ausgetragenen Sediment weisen im Verlauf eines Ereignisses eine direkte Beziehung zum jeweiligen kumulierten Sedimentabtrag auf. Darüber hinaus ist von einer Beeinflussung durch Mobilisierungsvorgänge im Boden auszugehen (LEONARD, 1990). Sowohl der Sedimentabtrag als auch die Mobilisierungsvorgänge im Boden werden wiederum innerhalb eines Abflußereignisses

von der Niederschlags- bzw. Berechnungssumme beeinflusst. Sie ist somit als umfassender Parameter für die Veränderung der Konzentrationen und Gehalte im Verlauf eines Ereignisses anzusehen. Da die für verschiedene Berechnungstermine und Wirkstoffe nach der oben aufgeführten Gleichung ermittelten Regressionsgeraden zumeist keine Varianzhomogenität aufwiesen, wurde auf eine weitergehende statistische Auswertung verzichtet.

2.6.4 Berechnung der Austragsmengen

Oberflächenabflußsuspension

Die mit den Oberflächenabflußsuspensionen ausgetragenen Stoffmengen wurden - je nach Abflußmenge und Verteilung der Proben auf das jeweilige Einzelereignis - nach verschiedenen Verfahren berechnet. Für alle Ereignisse, bei denen die Abflußsumme weniger als 0,1 l pro m² Ackerfläche betrug, wurden die Einzelergebnisse zu den Konzentrationen und Gehalten zunächst für die einzelnen Wochen nach der Applikation zu Medianen zusammengefaßt. Zur Ermittlung der Austräge wurden die Abflußmengen dann mit den jeweiligen Wochenmedianen multipliziert.

Für die Ereignisse, bei denen die Abflußsumme mehr als 0,1 l pro m² Ackerfläche betrug, wurden die Austragsmengen jeweils einzeln berechnet. Da bei einigen dieser Ereignisse aufgrund technischer Probleme der Probenahmegeräte bzw. zu hoher Abflußmengen die Entnahme aliquoter Proben nicht während des gesamten Verlaufs erfolgt war, wurden verschiedene Verfahren angewandt, um die Austragsmengen zu berechnen (Tab. 9, S. 26). Bei gut dokumentierten Ereignissen, für die über den gesamten Verlauf Daten vorlagen, wurden die Austragsmengen anhand einer **Aufsummierung** der Einzeldaten berechnet. Für weniger gut dokumentierte Ereignisse erfolgte die Berechnung entweder mit Hilfe von **Anpassungen** der Einzeldaten mit den unter Kap. 2.6.3 (Herbizidkonzentrationen und -gehalte) und Kap. 3.2 (Sedimentaustrag) beschriebenen Funktionen oder einer Verwendung von **Mittelwerten**.

Das bei einer regelmäßigen Beprobung angewandte Aufsummiungsverfahren basierte auf den für die jeweilige kumulierte Abflußsumme Q_i ermittelten Herbizidkonzentrationen (c_i in $\mu\text{g l}^{-1}$) und -gehalten (x/m_i in $\mu\text{g kg}^{-1}$) sowie den Sedimentkonzentrationen Sk_i (in kg l^{-1}). Die in gelöster Form ausgetragenen Herbizidmengen H_c wurden dabei nach folgender Formel ermittelt:

$$H_c = \sum_{i=1}^n ((Q_i - Q_{i-1}) * c_i)$$

Die einzelnen Herbizidkonzentration wurden also mit der Abflußmenge (pro m² Ackerfläche) multipliziert, die zwischen der vorhergehenden und der jeweils vorliegenden Probenahme aufgetreten war. Die so erhaltenen Werte wurden dann aufsummiert. Für die in adsorbierter Form mit dem abgetragenen Sediment ausgetragenen

Herbizidmengen $H_{x/m}$ mußten zusätzlich die Sedimentkonzentrationen in den Abflußsuspensionen berücksichtigt werden; die Austragsmengen der Wirkstoffe wurden dabei folgendermaßen berechnet:

$$H_{x/m} = \sum_{i=1}^n ((Q_i - Q_{i-1}) * x/m_i * Sk_i)$$

Dieses Verfahren wurde auch zur Ermittlung der bei den Berechnungen ausgetragenen Herbizidmengen angewandt. Da zur Berechnung der Wirkstoffmengen die jeweils pro m^2 Ackerfläche aufgetretenen Abflußmengen verwendet wurden, ergibt sich damit auch für den Wirkstoffaustrag der Bezug auf den Quadratmeter Ackerfläche. Die Austräge werden dabei im folgenden zumeist als Prozentwert der entsprechenden, für die einzelnen Wirkstoffe unterschiedlichen Applikationsmengen dargestellt.

Tab. 9: Berechnung der Austragsmengen nach natürlichen Niederschlagsereignissen mit einer Abflußsumme von mindestens 0,1 mm

Termin	Variante	Berechnung der Austräge	
		Sediment	Herbizidwirkstoffe
26 TnA 1997	ohne Filterstreifen	Mittelwert	Mittelwert
	Ackerrandstreifen	Anpassung	Mittelwert
	12 m Grasfilterstreifen	Mittelwert	Mittelwert
33 TnA 1997	ohne Filterstreifen	Aufsummierung	Aufsummierung
13 TnA 1998	alle Varianten	Anpassung	Anpassung
18 TnA 1998	ohne Filterstreifen	Aufsummierung	Aufsummierung
9 TnA 1999	ohne Filterstreifen	Aufsummierung	Aufsummierung
12 TnA 1999	ohne Filterstreifen	Aufsummierung	Aufsummierung
13 TnA 1999	ohne Filterstreifen	Aufsummierung	Aufsummierung
42 TnA 1999	ohne Filterstreifen	Aufsummierung	Aufsummierung

Für einzelne, unvollständig erfaßte Abflußereignisse konnte anhand anderer - gut dokumentierter - Ereignisse eine Anpassung der Konzentrationen und Gehalte nach den gleichen grundlegenden Verlaufskriterien durchgeführt werden, mit denen dann die Austräge berechnet wurden. Die genaue Vorgehensweise der Berechnung wird in den Kap. 2.6.3 und 6.3.1 erläutert. Für die übrigen Ereignisse wurden die Mittelwerte der Lösungskonzentrationen und der Gehalte im Sediment zur Berechnung der Austräge verwendet.

Zwischenabfluß

Die mit dem Zwischenabfluß ausgetragenen gelösten Herbizidmengen wurden berechnet, indem die Konzentrationen der einzelnen Stoffe mit der jeweiligen Abflußmenge multipliziert wurden. Da die Auffangvliese der einzelnen Meßstationen eine unter-

schiedliche Länge (10 m bzw. 3 m) aufwiesen (s. Abb. 1, S. 11), wurden die Frachten durch die jeweilige Vlieslänge dividiert. Die gesamte Ackerhanglänge von 86 m war ein plausibler Einzugsbereich für den Zwischenabfluß, weshalb die Division der Frachten durch diese Hanglänge erfolgte. Die Berechnung der Austragsmengen läßt sich wie folgt zusammenfassen:

$$\text{Herbizidaustragsmenge } (\mu\text{g pro m}^2) = \frac{\text{Konzentration } (\mu\text{g l}^{-1}) * \text{Abflußmenge (l)}}{\text{Vlieslänge (m)} * \text{Hanglänge (m)}}$$

Somit ergibt sich für die mit dem Zwischenabfluß ausgetragenen Herbizidmengen - wie für die oberflächlich ausgetragenen Mengen - der Bezug auf den Quadratmeter Ackerfläche.

3 Niederschlagsverteilung, Abflußmengen und Sedimentaustrag

Der Herbizidaustrag durch erosive Niederschlagsereignisse wird einerseits durch die jeweils auftretenden Wirkstoffkonzentrationen in der Oberflächenabflußsuspension und andererseits von den Abfluß- und Sedimentabtragssummen bestimmt. Neben einer oberflächlichen Verlagerung können Herbizidwirkstoffe in die Tiefe verlagert und im Zwischenabfluß gelöst ausgetragen werden. Im folgenden werden daher die während des Versuchszeitraums aufgetretenen Niederschlags-, Oberflächen- und Zwischenabflußmengen dargestellt (Kap. 3.1); die ermittelten Sedimentabtragungsmengen sind in Kap. 3.2 wiedergegeben.

3.1 Niederschlags- und Abflußgeschehen

Die Gesamtniederschlagsmengen in den Kalenderjahren 1997 bis 1999 betragen 988, 1.309 und 1.236 mm. 1997 war die Niederschlagsmenge damit etwas geringer als das langjährige Mittel von 1.072 mm (1961-1990 laut DWD), während sie 1998 und 1999 deutlich höher lag. Im folgenden sind die Niederschlags- und Abflußmengen wiedergegeben, die jeweils im Anschluß an die einzelnen Herbizidapplikationen festgestellt wurden. Nähere Angaben zu einzelnen Abflußereignissen erfolgen im Zusammenhang mit den jeweiligen Herbizidkonzentrationen in Kap. 6.1.2 und 6.1.3; eine Bewertung des Abflußgeschehens im Hinblick auf die ausgetragenen Herbizidfrachten findet in Kap. 6.3 statt.

Niederschlags- und Oberflächenabflußmengen im Anschluß an die Stentan-Applikationen im Mais

Innerhalb eines Jahres nach den *Stentan*-Applikationen am 19.05.1997 und 25.05.1998 wurden 1.051 bzw. 1.494 mm Niederschlag festgestellt. Nach der Applikation am 24.05.1999 wurde die Versuchsanlage dann im September 1999 abgebaut. Innerhalb der ersten 18 Wochen nach den jeweiligen *Stentan*-Applikationen traten in den einzelnen Versuchsjahren 330, 666 und 204 mm Niederschlag auf (Abb. 2, S. 29). In Abb. 2 sind zusätzlich die an den Exaktprobenahmegeräten der einzelnen Varianten festgestellten Oberflächenabflußmengen dargestellt; bei Abflußereignissen außerhalb dieser Zeiträume waren die ausgebrachten Wirkstoffe meist nicht mehr nachweisbar (s. Anhang, Tab. 55). Größere Abflußmengen, die stets auf einzelne Abflußereignisse zurückzuführen sind, traten dabei zumeist in Verbindung mit hohen Niederschlagsmengen auf; hohe Niederschlagsmengen führten jedoch nicht in jedem Fall zu nennenswerten Abflüssen. So wurde 1997 - bei zunächst geringen Niederschlagsmengen von 36,3 mm in den ersten drei Wochen - in der 4. WnA (Woche nach Applikation) die höchste Abflußmenge bei ca. 70 mm Niederschlag in der Variante oF (ohne Filterstreifen) mit 0,74 l pro m² Ackerfläche festgestellt. In den folgenden Wochen kamen dagegen bei sich zunehmend schließendem Maisbestand auch bei

höheren Niederschlagsmengen nur noch geringe Abflußmengen hinzu. 1998 traten in der 2. WnA nach hohen Niederschlägen (44 mm) sehr hohe Abflußmengen von über 6 l pro m² Ackerfläche in den Varianten oF und ARS (Ackerrandstreifen) auf. Im weiteren Verlauf führten gesättigte Wasserverhältnisse im Boden in Verbindung mit 143 mm Niederschlag in der 17. WnA zu extrem hohen Abflußmengen im geschlossenen Bestand. Aussagen über die Abflußquantitäten zu diesem Zeitpunkt sind jedoch nur bedingt möglich, da die Parzellenbegrenzungen aufgrund der bevorstehenden Maisernte bereits in der 16. WnA entfernt worden waren. Dadurch wurde das Probenahmegerät der Variante GF6m (6 m Grasfilterstreifen) zusätzlich über bevorzugte Fließbahnen mit Abfluß von außerhalb der Parzelle beschickt. Die bevorzugten Fließbahnen hatten sich dabei v.a. infolge der Beregnungen gebildet. 1999 traten die höchsten Abflußmengen von jeweils mehr als 1 l pro m² in der Variante oF in der 2. und 7. WnA bei 62,4 bzw. 8,5 mm Niederschlag auf.

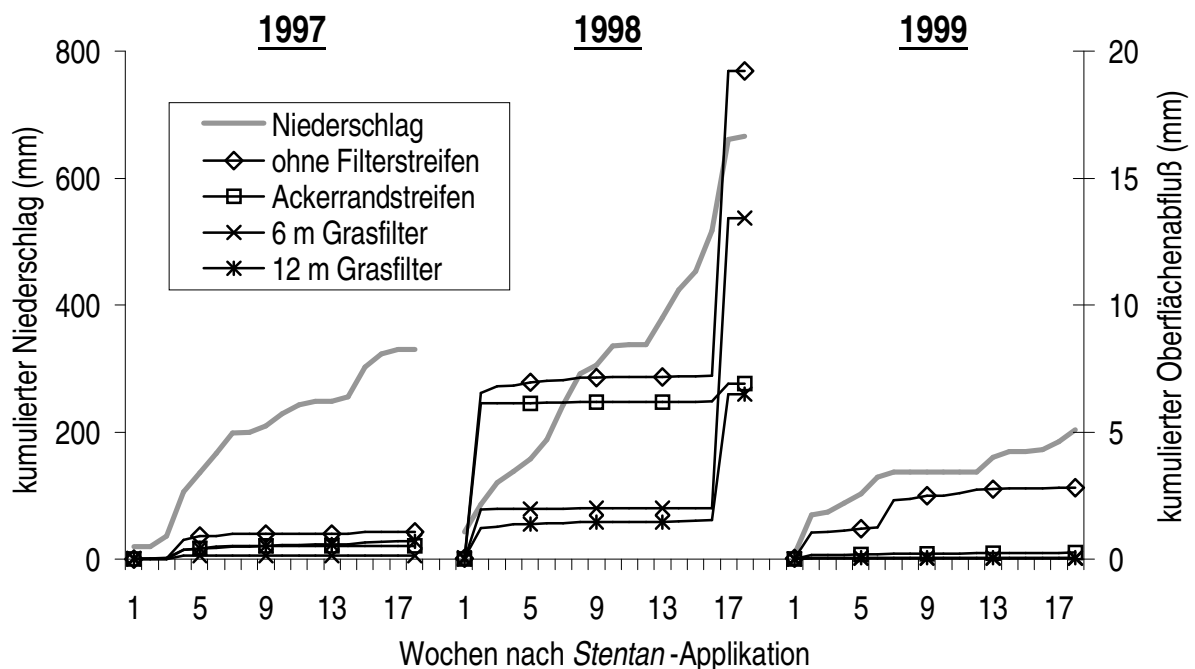


Abb. 2: Kumulierte Niederschläge (graue Linien) und Oberflächenabflußmengen (schwarze Linien) der verschiedenen Filterstreifenvarianten im Verlauf der ersten 18 Wochen nach den *Stentan*-Applikationen am 19.05.1997, 25.05.1998 und 24.05.1999

In allen Versuchsjahren waren die Abflußmengen in der Variante oF stets höher als in den Varianten mit Filterstreifen; das Ausmaß der Abflußretention war jedoch sehr unterschiedlich. So war 1997 bei insgesamt nur 1,07 l kumuliertem Abfluß pro m² während der ersten 18 WnA in der Variante oF die Abflußmenge der Variante GF6m (6 m Grasfilterstreifen) mit 0,14 l pro m² Ackerfläche vergleichsweise am stärksten

vermindert; die geringste Wirkung zeigte sich in der Variante GF12m (12 m Grasfilterstreifen) mit 0,69 l pro m² Ackerfläche. 1998 waren die Abflußmengen beider Grasfilterstreifenvarianten im Vergleich zur Variante oF zunächst stark vermindert, während vom Ackerrandstreifen nur eine geringe Wirkung ausging. Die Wassersättigung im Boden hatte dann auch in der Variante GF6m Abflußmengen zur Folge, die niedriger als in der Variante oF, aber deutlich höher als in der Variante ARS waren. 1999 wurde von allen Filterstreifenvarianten bis auf oF fast der gesamte Abfluß zurückgehalten; in der Variante oF trat während der ersten 18 WnA Oberflächenabfluß von 2,81 l pro m² auf.

Insgesamt wurden im Anschluß an die *Stentan*-Applikationen 1997, 1998 und 1999 acht größere Abflußereignisse, d.h. mit mindestens 0,1 mm Oberflächenabfluß in der Variante oF festgestellt (Tab. 10). Bei den meisten Ereignissen betragen die Gesamtabflußmengen der Variante oF zwischen 0,13 und 1,03 l pro m²; 1998 traten jedoch am 13. TnA mit 6,52 l pro m² extrem hohe Abflußmengen auf.

Tab. 10: Oberflächenabflußmengen (in l pro m² Ackerfläche) der verschiedenen Filterstreifenvarianten bei Niederschlagsereignissen mit mindestens 0,1 l Abfluß pro m² in der Variante ohne Filterstreifen im Anschluß an die *Stentan*-Applikationen am 19.05.1997, 25.05.1998 und 24.05.1999

Termin	ohne Filterstreifen	Ackerrandstreifen	6 m Grasfilterstreifen	12 m Grasfilterstreifen
26 TnA 1997	0,68	0,33	0,03	0,26
33 TnA 1997	0,13	0,05	0	0,03
13 TnA 1998	6,52	6,13	1,96	1,14
18 TnA 1998	0,15	0	0	0
9 TnA 1999	0,33	0,05	0	0,01
12 TnA 1999	0,13	0,03	0	0,01
13 TnA 1999	0,44	0,08	0,03	0
42 TnA 1999	1,03	0,01	0	0,01

In den Varianten mit Filterstreifen wurde auch bei diesen größeren Einzelereignissen stets weniger Abfluß als in der Variante oF festgestellt. Lediglich 1998 am 13. TnA, d.h. ein Mal während der drei Maisvegetationsperioden, betragen die Abflüsse aller Filterstreifenvarianten mehr als 1 l m² Ackerfläche. Auch 1999 betrug der Oberflächenabfluß der Variante oF am 42. TnA ebenfalls mehr als 1 l m², während in den verschiedenen Filterstreifenvarianten maximal 0,01 l m² Ackerfläche auftraten. 1997 wurde am 26. TnA in den Varianten ARS und GF12m mehr als 0,1 l m² Oberflächenabfluß, in der Variante GF6m dagegen nur 0,03 l m² festgestellt. Die Abflußverminderung durch die Variante ARS war insgesamt deutlich geringer ausgeprägt als bei den Varianten GF6m und GF12m; mit Ausnahme des Ereignisses am 13. TnA 1998 waren die Abflußmengen von ARS im Vergleich zu oF um 52 bis 100 % niedriger. Für die

Varianten mit Grasfilterstreifen betrug die Abflußverminderung gegenüber oF bei den meisten Ereignissen über 90 %. Auch 1998 bei den extremen Abflußmengen am 13. TnA wiesen beide Grasfilterstreifenvarianten wesentlich niedrigere Abflußmengen als oF und auch als ARS auf.

Für die Abflußmengen, die für die Variante ohne Filterstreifen an der Parzelle mit Sammelprobennahme festgestellt wurden, ergab sich eine gute Übereinstimmung mit den Werten der Exaktprobenahmegeräte (SCHMELMER, 2003). Für die Vegetationsfilterstreifen wurden bei zumeist sehr geringen Oberflächenabflußmengen größere Unterschiede zwischen beiden Parzellen ermittelt. Bei einigen wenigen Ereignissen betrug die Variationskoeffizienten zwischen den jeweiligen Wiederholungen über 100 %, was laut SCHMELMER (2003) auf unterschiedliche Bodenbedeckungsgrade, die Ausbildung bevorzugter Fließbahnen oder auch eine unterschiedliche Makroporendichte zurückzuführen ist. Insgesamt stellte SCHMELMER (2003) aber auch in Bezug auf die Abflußretention eine gute Übereinstimmung der jeweiligen Parallelpzellen fest.

Zwischenabflußmengen im Anschluß an die Stentan-Applikationen im Mais

Zwischenabfluß trat während der Maisvegetationsperioden 1997 und 1999 nur vereinzelt, d.h. innerhalb der ersten 18 WnA an jeweils vier Terminen, auf. 1997 lagen diese Termine in der 6., 7. und 15. WnA, 1999 in der 2. und 3. WnA (s. Anhang, Tab. 63) und betrug insgesamt jeweils weniger als 1 l Gesamtfluß pro m² Ackerfläche in allen Auffangvorrichtungen (nicht dargestellt). Im sehr niederschlagsreichen Jahr 1998 wurde innerhalb dieses Zeitraums an sieben Terminen Zwischenabfluß festgestellt; auch trat noch später häufig Zwischenabfluß auf, in dem Herbizidwirkstoffe nachweisbar waren. Von der *Stentan*-Applikation am 25.05.1998 bis zum 10.05.1999 wurde dabei im Verlauf eines Jahres in der Variante oF an der Auffangvorrichtung ZA(2) (s. Abb. 1, S. 11) eine Abflußmenge in Höhe von 1,42 l pro m² festgestellt. Da das Fassungsvermögen der Auffanggefäße häufig überschritten wurde, konnten die Abflußmengen dabei nur bedingt quantifiziert werden. Die angegebene Mengen sind daher eher als Tendenzen zu bewerten. In der Variante mit 12 m breitem Grasfilterstreifen wurde an ZA(4) für den Zeitraum von einem Jahr nach der Applikation 1998 mit 1,08 l pro m² Ackerfläche weniger Abfluß als in der Variante oF festgestellt. An der Auffangvorrichtung von ZA(3) mit ebenfalls 12 m Grasfilterstreifen betrug die ermittelte Abflußmenge im selben Zeitraum dagegen 3,87 l pro m². Allerdings war das Fassungsvermögen an ZA(3) - unter Berücksichtigung der jeweiligen Vlieslänge - ca. 4,7-fach größer als in ZA(2) und ZA(4). Darüber hinaus waren auch aufgrund von Flächeninhomogenitäten die an den einzelnen Auffangvorrichtungen ermittelten Abflußmengen z.T. sehr unterschiedlich; so trat an ZA(1) der Variante ohne Filterstreifen während des gesamten Versuchszeitraums kein Zwischenabfluß auf.

Infolge von Beregnungen aufgetretene Oberflächenabflußmengen

Jeweils im Mai und Juni der Jahre 1998 und 1999 wurden an insgesamt 6 Terminen Beregnungen durchgeführt (Tab. 11). Mit Ausnahme der 1999 am 23. TnA durchgeführten Beregnung waren die Gesamtniederschlagsmengen in den beiden Varianten ohne Filterstreifen (oF) und mit 3 m breitem Grasfilterstreifen (GF3m) jeweils gleich und betragen für die einzelnen Termine zwischen 60 und 71 mm. Am 23. TnA 1999 wurde GF3m aufgrund eines technischen Defekts mit lediglich 57 mm beregnet, während die Niederschlagssumme für oF 70 mm betrug. In der Variante oF traten durchschnittliche Oberflächenabflußmengen von 21,0 bis 45,6 l pro m² Ackerfläche auf; die beiden Wiederholungen wiesen dabei mit Schwankungen bis zu $\pm 18,9\%$ eine für Beregnungsversuche vergleichsweise gute Übereinstimmung auf (Tab. 11).

Tab. 11: Oberflächenabflußmengen (l pro m² Ackerfläche) der Varianten ohne Filterstreifen und mit 3 m Grasfilterstreifen infolge von Beregnungen (Ber (1), Ber (2) = jeweils parallel beregnete Parzellen (vgl. Abb. 1, S. 11), TnA = Tage nach Stentan-Applikation, Mw. = Mittelwert, \pm (%) = prozentuale Schwankung um den Mittelwert)

Termin	ohne Filterstreifen				3 m Grasfilterstreifen			
	Ber(1)	Ber(2)	Mw.	\pm (%)	Ber(1)	Ber(2)	Mw.	\pm (%)
3 TnA 1998	20,4	29,9	25,2	18,9	0	0	0	-
11 TnA 1998	38,4	33,8	36,0	6,4	n.u.			
14 TnA 1998	47,5	43,8	45,6	4,1	4,35	25,5	14,9	70,9
3 TnA 1999	23,2	18,9	21,0	10,2	0	0,56	0,28	100
8 TnA 1999	38,8	37,8	38,3	1,3	0	4,80	2,40	100
23 TnA 1999	46,3	41,9	44,1	5,0	0,32	5,15	2,74	88,9

Die Abflußmengen nahmen in beiden Jahren mit zunehmendem zeitlichen Abstand zur Applikation jeweils deutlich zu. Dies ist z.T. darauf zurückzuführen, daß aufgrund der zwischen den einzelnen Terminen aufgetretenen natürlichen und künstlichen Niederschläge die Bodenfeuchte zunahm und somit die Bildung von Oberflächenabfluß begünstigt wurde. Vor allem führten die Niederschläge wie auch der während der vorangegangenen Beregnungen gebildete Oberflächenabfluß zu einer zunehmenden Verschlammung der Bodenoberfläche, was wiederum eine verstärkte Abflußbildung zur Folge hatte (vgl. GOVERS, 1991; BÖHM, 1993). Im Unterschied zu allen übrigen Terminen war dabei die Beregnung am 11. TnA 1998 auf separaten, d.h. auf beim vorherigen Termin nicht beregneten Parzellen durchgeführt worden. Die gegenüber dem 3. TnA deutlich höhere Abflußsumme ist daher ausschließlich auf die zwischen beiden Terminen aufgetretenen natürlichen Niederschläge in Höhe von 35,2 mm zurückzuführen. Unter Berücksichtigung der bis zum jeweiligen Termin festgestellten Niederschlagsmengen (vgl. Tab. 30, S. 106) waren die Abflußsummen bei den 1998 durchgeführten Beregnungen tendenziell höher als 1999. 1998 war dabei

über einen kürzeren Zeitraum (1,5 h) mit Niederschlagsintensitäten zwischen 44 und 47 mm h⁻¹ berechnet worden, während die Berechnungen 1999 über 2 h mit 30 bis 35 mm h⁻¹ durchgeführt wurden. Eine Bewertung der Abflußsummen erfolgt im Zusammenhang mit den jeweilig ausgetragenen Herbizidmengen in Kap. 6.3.2.

In der Variante GF3m waren die Abflußmengen im Vergleich zu oF für alle Termine deutlich reduziert (s. Tab. 11); bei den jeweils 3 TnA durchgeführten Beregnungen wurde der gesamte bzw. nahezu der gesamte Oberflächenabfluß in den Filterstreifen zurückgehalten. Die beiden Wiederholungen wiesen bei den Beregnungen, bei denen Oberflächenabfluß aufgetreten war, jeweils sehr unterschiedliche Abflußmengen auf. Offensichtlich war die Infiltrationskapazität in der Parzelle Ber(1) deutlich höher. Am 14. TnA 1998 sowie am 8. und 23. TnA 1999 trat bei dieser Parzelle Abflußwasser direkt aus der Wand bzw. dem Boden der zur Probenahme eingerichteten Grube aus, das offensichtlich auf Makroporenflüsse zurückzuführen war. 1999 wurden dabei die an beiden Terminen pro Minute austretenden Abflußmengen im ca. halbstündigen Abstand erfaßt. Die Abflußraten schwankten zwischen 1 und 1,75 l min⁻¹; im Verlauf beider Ereignisse waren keine tendenziellen Veränderungen erkennbar (nicht dargestellt). Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, daß die aus der Grubenwand austretenden Abflüsse im Unterschied zum Oberflächenabfluß nur näherungsweise erfaßt werden konnten. Legt man für beide Termine durchschnittliche Abflußraten von 1,25 l min⁻¹ zugrunde, ergeben sich Gesamtabflußmengen von ca. 11 bzw. 8 l pro m² Ackerfläche. Im Vergleich zum Oberflächenabfluß der Parzelle Ber(2) deuten diese Schätzungen auf tendenziell höhere Gesamtabflußmengen hin. Damit wird deutlich, daß insbesondere bei der geringen Filterstreifenbreite von 3 m eine laterale Sickerwasserverlagerung durch Makroporen an Bedeutung gewinnen kann.

Niederschlags-, Oberflächen- und Zwischenabflußmengen im Anschluß an die Dicuran-Applikation im Winterweizen

Im Anschluß an die *Dicuran*-Applikation am 04.11.1997 war der Wirkstoff Chlortoluron bis zur 29. WnA im Zwischenabfluß nachweisbar; für diesen Zeitraum sind die kumulierten Niederschlags- und Abflußmengen in Abb. 3 (S. 34) dargestellt. Bei zunächst nur geringen Niederschlagsmengen von insgesamt 53,8 mm bis zur 5. WnA traten während der gesamten 29 Wochen 628 l m² Ackerfläche auf. Die Zwischenabflußmengen, die in den einzelnen Auffangvorrichtungen festgestellt wurden, folgten dem Verlauf nach in etwa der Niederschlagsverteilung - jedoch auf unterschiedlichem Niveau. Für die Variante oF (ZA(2)) betrug die gesamte Zwischenabflußmenge dabei 0,47 l pro m² Ackerfläche; bei ZA(4) (GF12m) war der Wert mit 0,97 l pro m² Ackerfläche in etwa doppelt so hoch; hierbei traten kaum Überschreitungen der Auffangkapazitäten auf. Für die Auffangvorrichtung ZA(3) der Variante GF12m wurde

dagegen mit 3,32 l pro m² Ackerfläche eine sehr viel höhere Zwischenabflußmenge festgestellt.

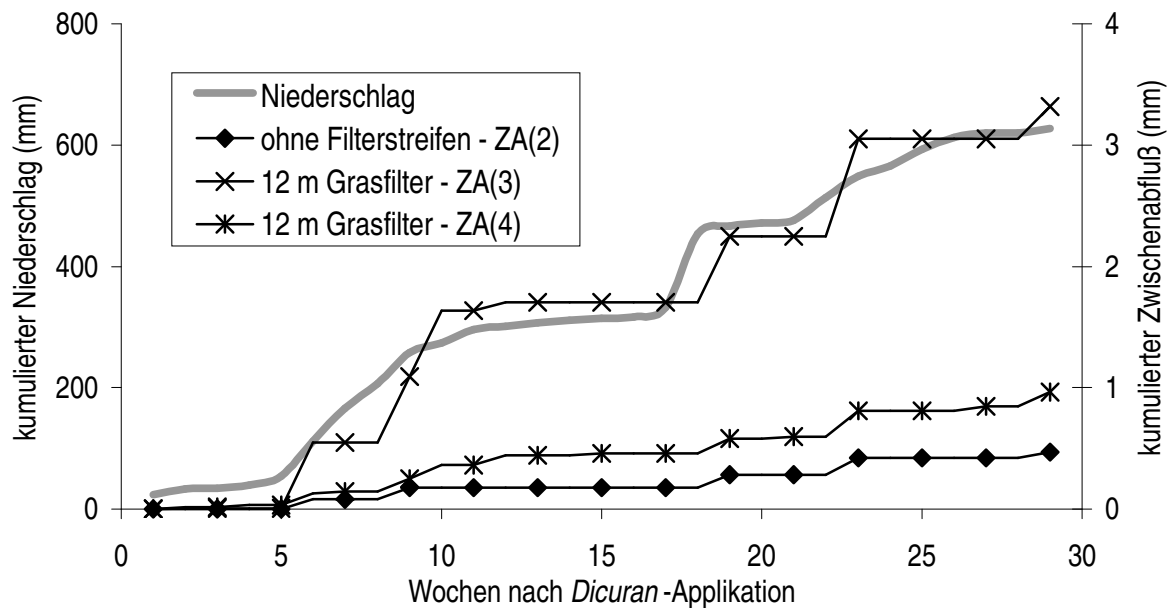


Abb. 3: Kumulierte Niederschlags- (graue Linie) und Zwischenabflußmengen (schwarze Linien) der verschiedenen Filterstreifenvarianten im Verlauf der ersten 29 Wochen nach der *Dicuran*-Applikation am 04.11.1997

In Bezug auf den Oberflächenabfluß traten nur wenige Abflußereignisse auf, die zudem meist lange nach der *Dicuran*-Applikation erfolgten. Im Unterschied zum Mais trat unter Winterweizenbewuchs auf der Ackerfläche bis zur 17. WnA, in der die Parzellenbegrenzungen entfernt werden mußten, in der Variante ohne Filterstreifen kein Oberflächenabfluß auf. Die für die Varianten mit Filterstreifen festgestellten Abflüsse haben sich daher vermutlich vor allem auf den Filterstreifen selber gebildet. Mit 0,03 mm in der Variante ARS sowie 0,01 und 0,02 mm in den Varianten mit 6 bzw. 12 m breitem Grasfilterstreifen waren die Abflußmengen dabei sehr niedrig. Auch die Sammelprobennahmegeräte der Varianten mit Filterstreifen wiesen mit maximal 0,05 mm sehr geringe Abflußmengen auf.

3.2 Sedimentabtrag

Von den automatischen Probenahmegeräten wurden zwar die Oberflächenabflußmengen direkt erfaßt, es erfolgte jedoch nur eine Entnahme aliquoter Proben der Oberflächenabflußsuspensionen. Der Sedimentabtrag mußte daher anhand der in diesen Proben gemessenen Sedimentkonzentrationen geschätzt werden. Im folgenden wird zunächst erläutert, auf welche Weise die Sedimentabtragsmengen errechnet wurden. Die Austragsmengen der einzelnen Versuchsjahre werden dann überblicksweise

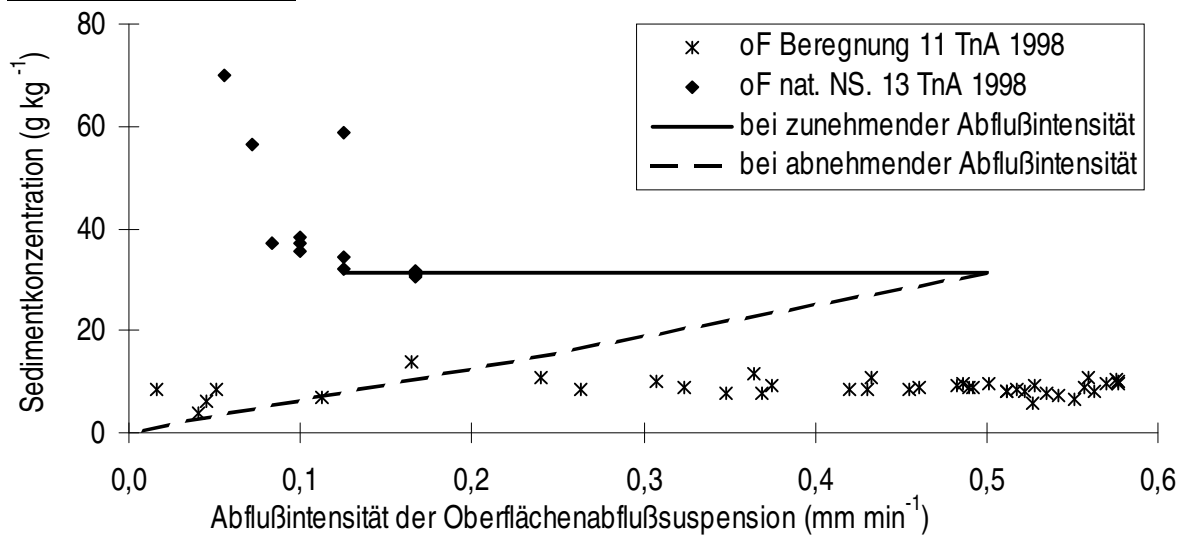
angegeben; desweiteren werden die zur Berechnung der adsorbierten Herbizidausträge zugrundegelegten Sedimentabtragsmengen bei einzelnen Abflußereignissen dargestellt. Eine eingehendere Beurteilung der Sedimentabträge erfolgt jedoch im Zusammenhang mit den Herbizidfrachten in Kap. 6.3.

Schätzung der Sedimentkonzentrationen und Berechnung der Abtragsmengen

Für die meisten größeren Abflußereignisse wurden die Sedimentabtragsmengen anhand des in Kap. 2.6.4 beschriebenen Aufsummierungsverfahrens berechnet. 1998 erfolgte die Probenahme am 13. TnA jedoch aufgrund der begrenzten Kapazität und teilweise technischer Probleme der Probenahmegeräte jeweils nur zu Abflußbeginn der einzelnen Varianten. Für diesen - gut erfaßten - Anfangsbereich wurden die Abtragsmengen mit den gemessenen Sedimentkonzentrationen berechnet. Eine Abschätzung der Sedimentkonzentrationen in den später aufgetretenen, nicht untersuchten Oberflächenabflußsuspensionen am 13. TnA 1998 sowie bei der Variante Acker-randstreifen am 26. TnA 1997 erfolgte anhand der sich ändernden Abflußintensität, d.h. anhand der Veränderungen der Abflußmenge pro Minute, die durch die Kippwaagen der automatischen Probenahmegeräte gravimetrisch erfaßt wurden (Angabe g kg^{-1} Oberflächenabflußsuspension). Aus einer zwischen Abflußintensität und Sedimentkonzentration der Suspension bestehenden Beziehung wurde dann die jeweilige Sedimentkonzentration entsprechend des im folgenden beschriebenen Verfahrens geschätzt. Im Verlauf der natürlichen Niederschlagsereignisse nahm die Abflußintensität der Oberflächenabflußsuspension im allgemeinen in einer ersten Phase zu und anschließend - in einer zweiten Phase mit nachlassenden Niederschlagsintensitäten - wiederum ab (nicht dargestellt). 1998 wurden dabei am 13. TnA Abflußintensitäten bis zu $0,5 \text{ mm min}^{-1}$ (oF) erreicht; eine Probenahme erfolgte dabei jedoch nur zu Abflußbeginn bis zu einer Abflußintensität von maximal $0,25 \text{ mm min}^{-1}$ (Variante GF6m). In Abb. 4 (S. 36) sind für die oben genannten natürlichen Niederschlagsereignisse die gemessenen Sedimentkonzentrationen im Oberflächenabfluß von oF (Abb. 4a) und beispielhaft für die Filterstreifenvarianten von ARS und GF3m (Abb. 4b) wiedergegeben.

Die 1997 für den 26. TnA ermittelten Sedimentkonzentrationen im Oberflächenabfluß der Variante ARS wurden mit einer polynomischen Funktion ($r^2 = 0,900$; graue Linie) in Abhängigkeit von der Abflußintensität beschrieben (Abb. 4b), anhand derer eine Schätzung der nicht erfaßten Sedimentkonzentrationen erfolgte. 1998 zeigten sich am 13. TnA in der Variante oF bei zunehmender Abflußintensität (bis ca. $0,13 \text{ mm min}^{-1}$) zunächst abnehmende Sedimentkonzentrationen (Abb. 4a); für den weiteren Verlauf wurden die Sedimentkonzentrationen - wie bei den Filterstreifenvarianten (Abb. 4b) - als konstant gesetzt.

a) ohne Filterstreifen



b) mit Filterstreifen

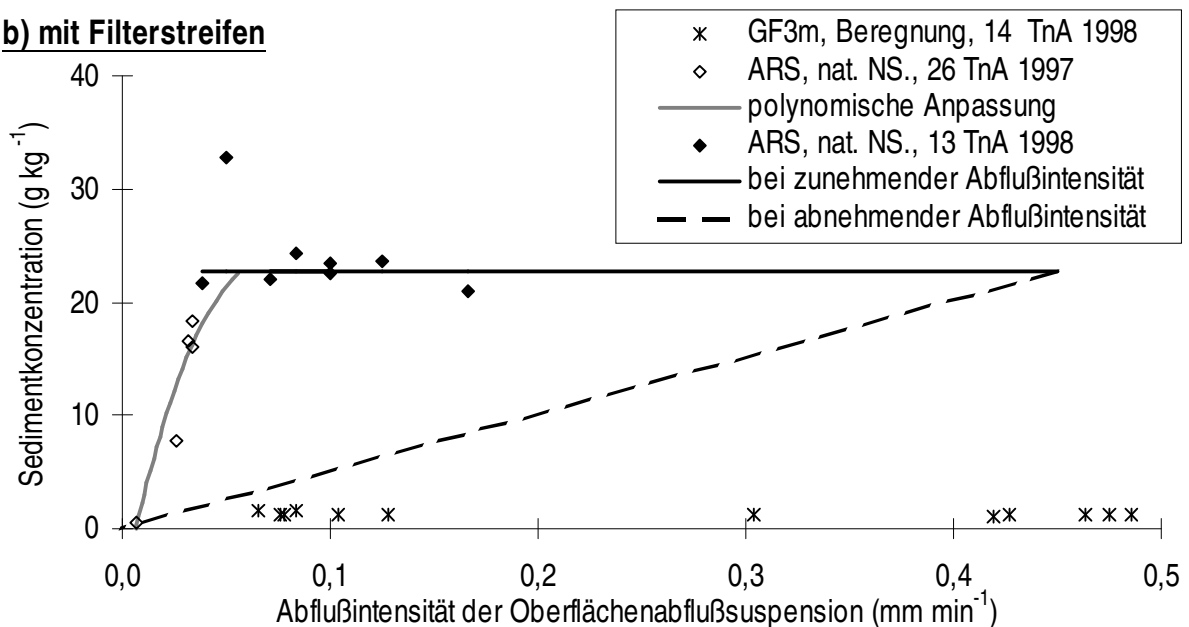


Abb. 4: Gemessene Sedimentkonzentrationen in der Oberflächenabflußsuspension der Varianten ohne Filterstreifen (oF; a) sowie Ackerrandstreifen (ARS; b) und 3 m Grasfilterstreifen (GF3m) von ausgewählten Abflußereignissen und Darstellung der Funktionen zur Abschätzung von nicht erfaßten Sedimentkonzentrationen (nat. NS. = natürlicher Niederschlag; weitere Erläuterungen s. Text)

Da bei keinem weiteren natürlichen Niederschlagsereignis Abflußintensitäten über 0,25 mm min⁻¹ auftraten, liegen für Abflüsse infolge natürlichen Niederschlags keine Daten zu Sedimentkonzentrationen bei höheren Abflußintensitäten vor. Daher sind in Abb. 4 vergleichsweise die Sedimentkonzentrationen von Beregnungen desselben Zeitraumes dargestellt; dabei wird deutlich, daß die Sedimentkonzentrationen auch hier bis zur maximalen Abflußintensität (0,58 bzw. 0,49 mm min⁻¹; s. Abb. 4a)

annähernd konstant blieben. Diese Ergebnisse wurden ebenfalls als Beleg für die Konstanz der Sedimentkonzentrationen in den Oberflächenabflusssuspensionen bei hohen natürlichen Abflußintensitäten am 13. TnA 1998 gedeutet. Die als konstant angenommenen Werte wurden dabei für die einzelnen Varianten aus den jeweiligen mittleren Sedimentkonzentrationen der Proben ermittelt, die die höchsten Abflußintensitäten aufwiesen (Abb. 4a und b, durchgezogene Linie).

Da die Berechnungen mit konstanten Niederschlagsintensitäten durchgeführt wurden, war durch diese Ergebnisse eine Abschätzung der Sedimentkonzentrationen in der zweiten Phase der natürlichen Niederschlagsereignisse - d.h. bei abnehmenden Niederschlags- und Abflußintensitäten - nicht möglich. In dieser zweiten Phase der natürlichen Niederschlagsereignisse traten meistens abnehmende Abflußintensitäten zusammen mit sinkenden Sedimentkonzentrationen auf (Abb. 5).

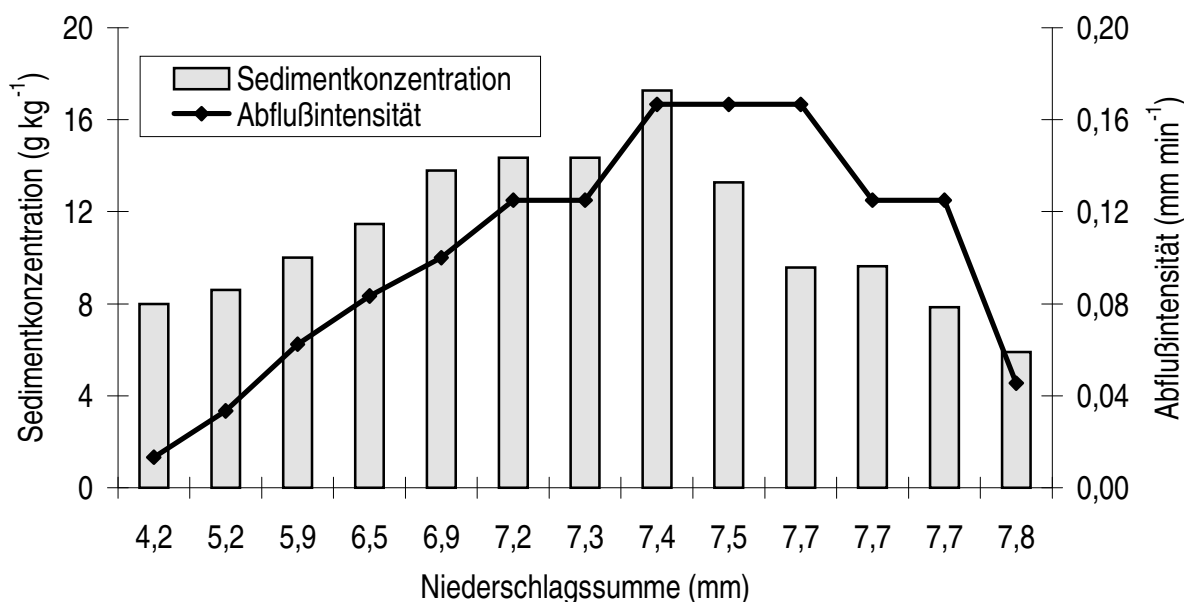


Abb. 5: Sedimentkonzentrationen und Abflußintensität im Oberflächenabfluß der Variante oF im Verlauf eines natürlichen Niederschlagsereignisses 1999 am 42. TnA

Zur Abschätzung der nicht gemessenen Sedimentkonzentrationen für das Niederschlagsereignis am 13. TnA 1998 wurden daher bei abnehmenden Abflußintensitäten näherungsweise von der maximal erreichten Abflußintensität an linear auf Null abnehmende Sedimentkonzentrationen angenommen (vgl. Abb. 4a und b, S. 36). Die Berechnung der jeweiligen Sedimentkonzentrationen erfolgte anhand der Formel

$$Sk_i = (Sk_{\text{konst}} / QI_{\text{max}}) * QI_i$$

wobei Sk_i die Sedimentkonzentration bei der Abflußintensität QI_i darstellt. Der Quotient $Sk_{\text{konst}} / QI_{\text{max}}$ setzt sich zusammen aus der oben beschriebenen konstanten Sedimentkonzentration bei zunehmender Abflußintensität (Sk_{konst}) und der maximalen

Abflußintensität ($Q_{I_{max}}$). Dieser Quotient ist dabei konstant und bildet die jeweilige Steigung der in Abb. 4a und b dargestellten Geraden zur Beschreibung der Sedimentkonzentrationen bei abnehmender Abflußintensität (gestrichelte Linien).

Sedimentabtragsmengen

In Tab. 12 sind die Sedimentabtragsmengen dargestellt, die im Anschluß an die *Stentan*-Applikationen bis zur jeweiligen Entfernung der Parzellenbegrenzungen für die einzelnen Versuchsjahre ermittelt wurden. 1997 und 1999 erreichten diese Austräge für die Variante oF mit 28,0 bzw. 23,5 g pro m² Ackerfläche eine ähnliche Größenordnung; für 1998 wurde mit 177 g pro m² ein sehr viel höherer Wert festgestellt.

Tab. 12: Sedimentabtrag (g pro m² Ackerfläche) der verschiedenen Filterstreifenvarianten für die einzelnen Versuchsjahre sowie für die größeren Oberflächenabflußereignisse (mit mindestens 0,1 mm Abfluß in der Variante oF; TnA = Tage nach Applikation)

Jahr		ohne Filterstreifen	Ackerrandstreifen	6 m Grasfilterstreifen	12 m Grasfilterstreifen
1997	gesamt	28,0	5,07	0,14	1,02
	26 TnA	10,8	4,45	0,04	0,86
	33 TnA	2,79	0,08	0	n.u.
1998	gesamt	177	127	10,8	5,73
	13 TnA	175	127	10,8	5,45
	18 TnA	0,54	0	0	0
1999	gesamt	23,5	1,92	0,37	0
	9 TnA	4,35	0,45	0	0 ¹⁾
	12 TnA	0,53	0,09 ¹⁾	0	0 ¹⁾
	13 TnA	6,10	0,75	0,30	0
	42 TnA	10,2	0,32 ¹⁾	0	n.u.

¹⁾ errechnet mit Sedimentkonzentrationen der Sammelproben

Der Sedimentabtrag des Applikationsjahres 1998 wurde dabei fast zur Gänze durch ein einziges bedeutsames Abflußereignis 13 TnA bestimmt, während 1999 die Abträge mehrerer größerer Ereignisse den Hauptanteil der Gesamtabträge ergaben. Dagegen führten 1997 auch kleinere, hier nicht aufgeführte Abflußereignisse zu etwa der Hälfte des gesamten Sedimentabtrags (s. Tab. 57 im Anhang).

Für alle Varianten mit Filterstreifen wurden im Vergleich zur Variante oF deutlich niedrigere Sedimentabträge festgestellt. Dabei ging zumeist von der Variante ARS die geringste und vom 12 m Grasfilterstreifen die größte Reduktionswirkung aus. Insbesondere bei dem 1998 13 TnA erfolgten Ereignis waren die Abtragsmengen von ARS im Vergleich zu oF nur um ca. 27 % reduziert; beide Grasfilterstreifenvarianten führten dagegen zu einer Verminderung von ca. 94 und 97 %. Wie bei der Variante oF trat auch bei den Varianten mit Filterstreifen fast die gesamte Sedimentabtragsmenge

der Vegetationsperiode 1998 bei diesem einen Abflußereignis auf, da praktisch kein weiterer Sedimentabtrag mehr festgestellt wurde.

Im Anschluß an die *Dicuran*-Applikation zu Winterweizen am 04.11.1997 erfolgte in allen Varianten bei Sedimentkonzentrationen von höchstens 0,28 g je kg Abflußsuspension praktisch kein Sedimentabtrag mehr. Im Vergleich zwischen Exakt- und Sammelprobennahmeparzellen stellte SCHMELMER (2003) - ähnlich wie bei den Abflußmengen - zumeist eine gute Übereinstimmung der Sedimentkonzentrationen in der Variante oF sowie der Sedimentretention der jeweiligen Filterstreifenvarianten fest.

Die mit 60 bis 71 mm Niederschlag durchgeführten Beregnungen bewirkten in der Variante oF Sedimentabträge zwischen 131 und 996 g pro m² Ackerfläche (Tab. 13). Die Unterschiede zwischen den jeweils parallel berechneten Parzellen der Variante oF betrug dabei mit Ausnahme der ersten Termine beider Versuchsjahre weniger als 20 %.

Tab. 13: Sedimentabträge (g pro m² Ackerfläche) der Varianten ohne Filterstreifen und mit 3 m Grasfilterstreifen infolge von Beregnungen (Ber (1), Ber (2) = jeweils parallel berechnete Parzellen (vgl. Abb. 1, S. 11), TnA = Tage nach *Stentan*-Applikation, Mw. = Mittelwert, ± (%) = prozentuale Schwankung um den Mittelwert)

Termin	ohne Filterstreifen				3 m Grasfilterstreifen			
	Ber(1)	Ber(2)	Mw.	± (%)	Ber(1)	Ber(2)	Mw.	± (%)
3 TnA 1998	131	303	217	39,6	0	0	0	-
11 TnA 1998	358	376	367	2,5	n.u.			
14 TnA 1998	324	352	338	4,1	7,77	45,2	26,5	70,7
3 TnA 1999	206	119	163	26,8	0	1,25	0,62	100
8 TnA 1999	595	522	559	6,5	0	12,3	6,15	100
23 TnA 1999	814	996	905	10,1	0,96	16,2	8,58	88,8

Vor allem 1999 nahmen mit zunehmender Anzahl Beregnungen - und damit stärkerer Verschlammung der Ackeroberfläche - die Austräge deutlich zu. Die Niederschlagsmengen waren dabei bei allen Beregnungen in etwa gleich; die einzelnen Beregnungen erfolgten 1999 aber mit geringerer Niederschlagsintensität und über einen längeren Zeitraum als 1998 (vgl. Kap. 2.2.4).

Für die Variante GF3m (mit 3 m breitem Grasfilterstreifen) wurden deutlich niedrigere Sedimentabträge als in der Variante oF festgestellt; teilweise wurde das gesamte von der Ackerfläche abgetragene Sediment zurückgehalten. Die jeweiligen Austräge der parallel berechneten Parzellen wichen dabei meist stark voneinander ab, was insbesondere durch eine unterschiedliche Infiltration in die Filterstreifen und damit verbunden sehr unterschiedliche Abflußmengen bedingt war.

3.3 Sedimentzusammensetzung

Die Anteile von Tonpartikeln und organischer Substanz sind in erodiertem Material häufig größer als in dem Oberboden, aus dem der Abtrag erfolgte, da diese von der Oberflächenabflusssuspension leichter transportiert werden können als gröberes Material. Dadurch können Stoffe wie beispielsweise Herbizide, die vorzugsweise an die organische Substanz und an Tonpartikel gebunden werden, im abgetragenen Sediment relativ angereichert werden. Laut AUERSWALD & HAIDER (1992) kann die Anreicherung gegenüber dem jeweiligen Oberbodenmaterial mehr als das Doppelte betragen. Darüber hinaus kann in Vegetationsfilterstreifen eine selektive Filterung auftreten, d.h. gröbere Bestandteile des Sediments, wie Sand oder Schluff, werden verstärkt in den Filterstreifen zurückgehalten (SCHAUDER & AUERSWALD, 1992). Dies kann zusätzlich zu einer relativen Anreicherung adsorbierter Substanzen in den weiter transportierten Suspensionen führen (AUERSWALD, 1992; FREDE et al., 1994).

Dementsprechend waren die durchschnittlichen Corg-Gehalte im abgetragenen Sediment im Vergleich zum Oberbodenmaterial der Ackerfläche deutlich erhöht (Tab. 14, S. 41). Die infolge natürlicher Niederschläge abgetragenen Sedimente wiesen vergleichsweise hohe Standardabweichungen im Corg-Gehalt auf, wobei die höchsten Corg-Gehalte meist bei Ereignissen mit geringen Abflußsummen auftraten (nicht dargestellt). Dies ist vermutlich darauf zurückzuführen, daß geringe Abflußsummen im allgemeinen mit niedrigen Abflußraten verbunden waren, wodurch die Transportkapazität der Abflusssuspensionen insbesondere für gröbere Partikel vermindert war (AUERSWALD & HAIDER, 1992). Auch bei den größeren Abflußereignissen wurden mit durchschnittlich 1,94 bis 2,52 g je 100 g höhere Corg-Gehalte im abgetragenen Sediment der Variante oF als im Oberboden der Ackerfläche festgestellt. Das infolge der einzelnen Berechnungen aus der Variante oF abgetragene Sediment wies dabei mit durchschnittlichen Werten von 1,96 bis 2,32 g 100 g⁻¹ ähnliche Gehalte auf.

Sowohl natürliche Niederschläge als auch Berechnungen führten bei den Filterstreifenvarianten zu Corg-Gehalten, die im Vergleich zur Variante oF deutlich höher waren. Die Variante GF12m wies den höchsten und die Variante GF3m (mit 3 m Grasfilterstreifen) den niedrigsten Gehalt auf. Bei den natürlichen Niederschlagsereignissen waren dabei die Abflußsummen meist deutlich niedriger als bei den Berechnungen. Dies führte zusammen mit den längeren Filterstrecken der Varianten mit Ackerrandstreifen sowie mit 6 und 12 m Grasfilterstreifen zu sehr viel geringeren Abflußraten als in der Variante GF3m. Dadurch war die selektive Filterung der gröberen Sedimentpartikel bei den natürlichen Niederschlagsereignissen ausgeprägter als bei den Berechnungen, was wiederum höhere Corg-Gehalte zur Folge hatte. Innerhalb der anhand von natürlichen Niederschlagsereignissen untersuchten Varianten nahmen die Corg-Gehalte dabei von ARS über GF6m zu GF12m zu.

Tab. 14: Durchschnittliche Gehalte an Corg, Al und Fe im Oberboden der Ackerfläche sowie im abgetragenen Sediment der verschiedenen Filterstreifenvarianten bei natürlichen Niederschlagsereignissen und Beregnungen

Variante	Corg (g 100g ⁻¹)	Al (g kg ⁻¹)	Fe (g kg ⁻¹)
Oberboden (0-10 cm)	1,77 ± 0,06	27,3 ± 1,64	44,5 ± 2,82
natürlicher Niederschlag			
ohne Filterstreifen	2,80 ± 1,15	33,1 ± 5,58	52,0 ± 7,37
Ackerrandstreifen	3,35 ± 1,97	36,6 ± 7,28	55,1 ± 8,22
6 m Grasfilterstreifen	3,79 ± 2,37	37,9 ± 4,19	56,3 ± 3,90
12 m Grasfilterstreifen	4,94 ± 2,40	38,9 ± 7,55	56,1 ± 9,28
Beregnungen			
ohne Filterstreifen	2,16 ± 0,19	32,9 ± 6,16	53,2 ± 6,68
3 m Grasfilterstreifen	2,50 ± 0,10	40,0 ± 5,40	59,3 ± 5,18

Laut SCHMELMER (2003) waren selektive Transportprozesse auch anhand der Korngrößenzusammensetzung der abgetragenen Sedimente und des Oberbodens der Ackerfläche zu erkennen. In den Sedimenten, die infolge der 1999 durchgeführten Beregnungen aus den Parzellen ohne Filterstreifen abgetragen wurden, stellte sie Tongehalte zwischen 26 und 37 % fest. Bei einzelnen natürlichen Niederschlagsereignissen wies die Variante oF Werte von 22 bis 33 %. Die Tongehalte waren somit im abgetragenen Sediment im Vergleich zum Oberbodenmaterial (24 %) teilweise erhöht. Auch für die Fein- und Mittelschlufffraktion ergaben sich im abgetragenen Sediment meist höhere Werte. Für die Filterstreifenvarianten stellte SCHMELMER (2003) im Vergleich zur Variante oF lediglich eine geringe Anreicherung der Ton- und Feinschluffgehalte fest. Eine selektive Filterwirkung wurde bei einzelnen Ereignissen für die Variante GF6m nachgewiesen. In den aus der Ackerrandstreifenparzelle abgetragenen Sedimenten waren die Ton- und Feinschluffgehalte für die einzelnen untersuchten Abflußereignissen dagegen ähnlich wie in der Variante ohne Filterstreifen. Die Sedimentmengen der Varianten GF12m und GF3m waren für eine Bestimmung der Korngrößenfraktionen zu gering.

Trotz der nur teilweise erhöhten Ton- und Feinschluffgehalte waren in den Abflußsuspensionen der Filterstreifenvarianten die Al- und Fe-Gehalte höher als im Oberboden (s. Tab. 14). Al und Fe können als Bestandteile von Tonmineralen und Oxiden neben der organischen Substanz an der Adsorption beteiligt sein und so Hinweise auf die Adsorbentendichte im Sediment geben. Die Ergebnisse zur Verteilung der Herbizidwirkstoffe auf die feste und die gelöste Phase in den Abflußsuspensionen (Kap. 4.3) sowie zu den Herbizidgehalten im abgetragenen Sediment (Kap. 6.1) sind daher im Zusammenhang mit der jeweiligen Sedimentzusammensetzung zu beurteilen.

4 Sorptionsverhalten der einzelnen Wirkstoffe

Das Ad- und Desorptionsverhalten von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen hat auf ihre Mobilität innerhalb der Böden wie auch - bei hängigen Ackerflächen - auf Verlagerungen durch Oberflächenabflusssuspensionen einen entscheidenden Einfluß (BRÜMMER et al., 1994). Darüber hinaus wird die Retention in Vegetationsfilterstreifen und v.a. der weitere Verbleib zurückgehaltener Wirkstoffanteile im Boden durch Sorptionsvorgänge mitgeprägt. Somit ist davon auszugehen, daß eine mögliche Belastung von Oberflächengewässern und die nachhaltige Wirksamkeit von Filterstreifen zur Vermeidung dieser Belastungen in hohem Maße vom jeweiligen Sorptionsverhalten der applizierten Wirkstoffe abhängt. Um das Sorptionsverhalten unter definierten Bedingungen zu untersuchen, wurden daher zunächst Sorptionsisothermen der Wirkstoffe Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin bestimmt. Die Ergebnisse sind in Kap. 4.1 wiedergegeben. In Kap. 4.2 und Kap. 4.3 werden Ergebnisse zur Verteilung der verschiedenen Wirkstoffe auf gelöste und adsorbierte Anteile in den Bodenproben bzw. den Oberflächenabflusssuspensionen dargestellt. Eine zusammenfassende Beschreibung des Sorptionsverhaltens folgt in Kap. 4.4.

4.1 Ad- und Desorptionsisothermen der einzelnen Wirkstoffe

Das Sorptionsverhalten der einzelnen Wirkstoffe wurde für Bodenmaterial aus 0-30, 30-60 und 60-90 cm Tiefe der Versuchsfläche in Velbert-Neviges untersucht (s. Tab. 2, S. 8) und die ermittelten Werte anhand von Freundlich-Isothermen angepaßt (Anhang, Tab. 49 und 50). Bei einem Vergleich der ermittelten Ad- und Desorptionsisothermen anhand der K_F -Werte ist zu berücksichtigen, daß hierfür annähernd übereinstimmende Steigungen ($1/n$ -Werte) erforderlich sind (DAO et al., 1982; KLIMSA, 1996). Dies ist jedoch bei den drei Wirkstoffen nicht der Fall; allerdings überschneiden sich die Konfidenzintervalle (90 %) der $1/n$ -Werte für alle Regressionsbeziehungen von Metolachlor und Terbutylazin (s. Anhang, Tab. 50). Daher schien es gerechtfertigt, das Sorptionsverhalten beider Wirkstoffe dennoch anhand der jeweiligen K_F -Werte zu vergleichen. Auch innerhalb der verschiedenen Regressionsbeziehungen für Pendimethalin wurden zumeist sich überschneidende Konfidenzintervalle der $1/n$ -Werte festgestellt. Die im folgenden aufgeführten K_F -Werte stellen dabei die Wirkstoffanteile (in $\mu\text{g kg}^{-1}$) dar, die bei einer Lösungskonzentration von $1 \mu\text{g l}^{-1}$ in adsorbierter Form vorliegen.

Metolachlor

Die für Metolachlor in den verschiedenen Tiefenstufen ermittelten Ad- und Desorptionsisothermen sind in Abb. 6 (S. 43) dargestellt. In 0-30 cm Tiefe wurde ein Adsorptions- K_F -Wert von 6,38 ermittelt. OBRIGAWITCH et al. (1981) ermittelten für Metolachlor in Böden unterschiedlichen Stoffbestandes K_F -Werte zwischen 3,8 und

5,5; in Abhängigkeit vom Corg-Gehalt stellten GRAHAM & CONN (1992) K_F -Werte bis zu 9,2 fest. Der $1/n$ -Wert, der in der durch logarithmieren linearisierten Form der Freundlich-Isotherme der Steigung entspricht, betrug 0,874. Üblicherweise werden bei Herbiziden $1/n$ -Werte zwischen 0,7 und 1,1 beobachtet; Werte von weniger als 1 bedeuten dabei, daß die Adsorption mit zunehmender Wirkstoffkonzentration abnimmt (HAMAKER & THOMPSON, 1972).

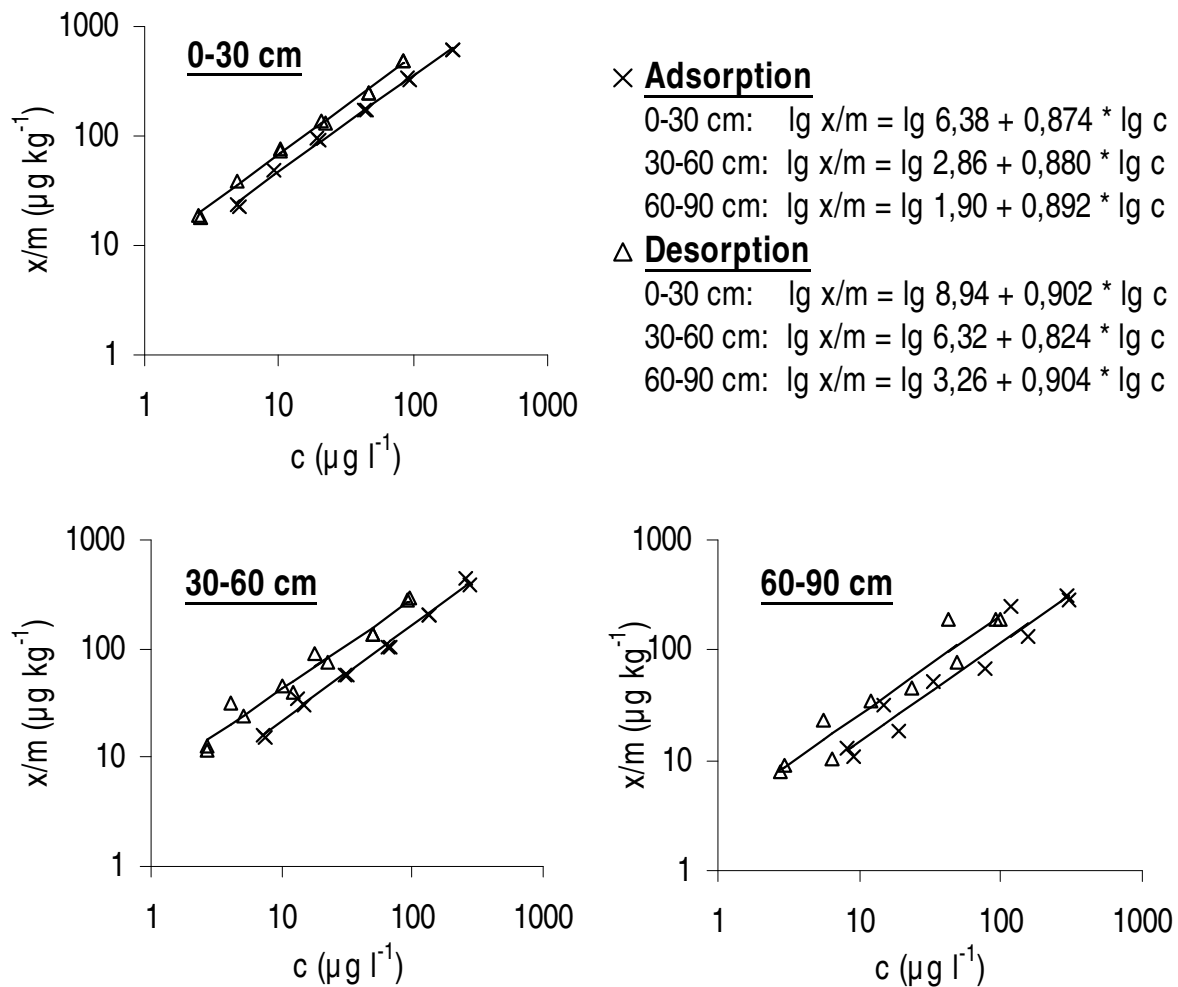


Abb. 6: Ad- und Desorptionsisothermen von Metolachlor für Bodenproben aus 0-30, 30-60 und 60-90 cm Tiefe (c = Konzentration in der Bodenlösung, x/m = adsorbierte Wirkstoffanteile; $r^2 = 0,923$ bis $0,996$; $n = 10$ bis 12)

Im Vergleich zum Oberboden ergaben die Anpassungen für den Unterboden niedrigere K_F -Werte, wobei der K_F -Wert in 60-90 cm noch etwas niedriger als in 30-60 cm Tiefe war. Diese Abnahme ist auf die mit zunehmender Tiefe abnehmenden Corg-Gehalte zurückzuführen (s. Tab. 2, S. 8). Da die organische Substanz den wichtigsten Sorbenten für Metolachlor darstellt (CHESTERS et al., 1989; GRAHAM & CONN, 1992), werden mit zunehmenden Corg-Gehalten höhere Wirkstoffanteile gebunden.

Dementsprechend weisen die K_{OC} -Werte, d.h. die auf den jeweiligen Corg-Gehalt bezogenen Verteilungskoeffizienten, mit 367, 314 und 373 in 0-30, 30-60 bzw. 60-90 cm Tiefe nur geringe Unterschiede auf.

Bei der Desorption waren die K_F -Werte jeweils etwas höher als bei der Adsorption. Da die Differenzen zwischen Adsorption und Desorption in allen Tiefenstufen gleichgerichtet waren, erscheint es plausibel, von erhöhten Werte bei der Desorption auszugehen. Auch wurden derartige Hysterese-Phänomene für Metolachlor und andere Wirkstoffe häufig beschrieben (z.B. KLIMSA & BRÜMMER, 1995; KLIMSA, 1996; ZHU & SELIM, 2000). Laut OBRIGAWITCH et al. (1981) sowie PÄTZOLD & BRÜMMER (2003) deutet das unterschiedliche Ad- und Desorptionsverhalten von Metolachlor auf stark unterschiedliche Bindungsenergien hin. Die Bindungsstärke und -reversibilität ist dabei nach der jeweiligen Art des Adsorptionsmechanismus unterschiedlich, wobei beispielsweise bei Einlagerung in Zwischenschichten von Tonmineralen nur eine geringe Reversibilität vorliegt (BRÜMMER et al., 1994). Laut PETER & WEBER (1985) und BRAVERMAN et al. (1986) ist die Adsorptionsstärke von Metolachlor außer mit dem Gehalt an organischer Substanz auch stark mit dem Tonmineralgehalt korreliert. In 0-30 cm Tiefe beträgt der K_{OC} -Wert bei der Desorption in der durchgeführten Untersuchung 488; im Unterschied zur Adsorption ergeben sich für 30-60 und 60-90 cm mit 695 bzw. 639 deutlich höhere Werte. Damit ist das Ausmaß der Hysterese unter Einbeziehung des jeweiligen Corg-Gehaltes im Unterboden ausgeprägter als in 0-30 cm Tiefe. Da der Tongehalt mit der Tiefe zunimmt (vgl. Kap. 2.2.1), wird dieser Unterschied vermutlich durch starke Bindungen an Tonminerale verursacht. Darüber hinaus führt möglicherweise auch der niedrigere Gehalt an organischer Substanz zu einer ausgeprägteren Adsorption an Tonminerale im Unterboden (CHESTERS et al, 1989).

Terbuthylazin

Im Vergleich zu Metolachlor sind die K_F -Werte von Terbuthylazin bei der Ad- wie der Desorption für alle Tiefenstufen leicht erhöht (s. Abb. 7, S. 45 und Abb. 6, S. 43). Dies deutet für Terbuthylazin auf eine etwas höhere Bindungsstärke als für Metolachlor hin. Die K_F -Werte von Terbuthylazin betragen im Oberboden bei der Adsorption 8,97. HÄUBLER (1992) und KLIMSA (1996) geben mit 6,4 bzw. 4,3 demgegenüber niedrigere Werte an; die untersuchten Böden wiesen dabei etwas geringere Corg-Gehalte auf (1,0 bzw. 1,1 %) als der Oberboden des Versuchstandorts in Velbert-Neviges (1,7 %). Laut HAMAKER & THOMPSON (1972) weist das Sorptionsverhalten von s-Triazinen eine enge Beziehung zum Gehalt an organischer Substanz auf; auch für Terbuthylazin wurde eine derartige Beziehung nachgewiesen (FRIMMEL et al., 1997). Dementsprechend sind auch die K_F -Werte von Terbuthylazin in 30-60 und 60-90 cm Tiefe niedriger als im Corg-reicheren Oberboden. Laut KLIMSA & BRÜMMER (1995) ist die Adsorption von Terbuthylazin auch deutlich pH-abhängig. In Anbetracht der geringen pH-Unterschiede

in den einzelnen Tiefenstufen (5,5 bis 6,1; s. Tab. 2, S. 8), wird das Adsorptionsverhalten von Terbutylazin in der durchgeführten Untersuchung vermutlich aber nicht vom jeweiligen pH-Wert bestimmt.

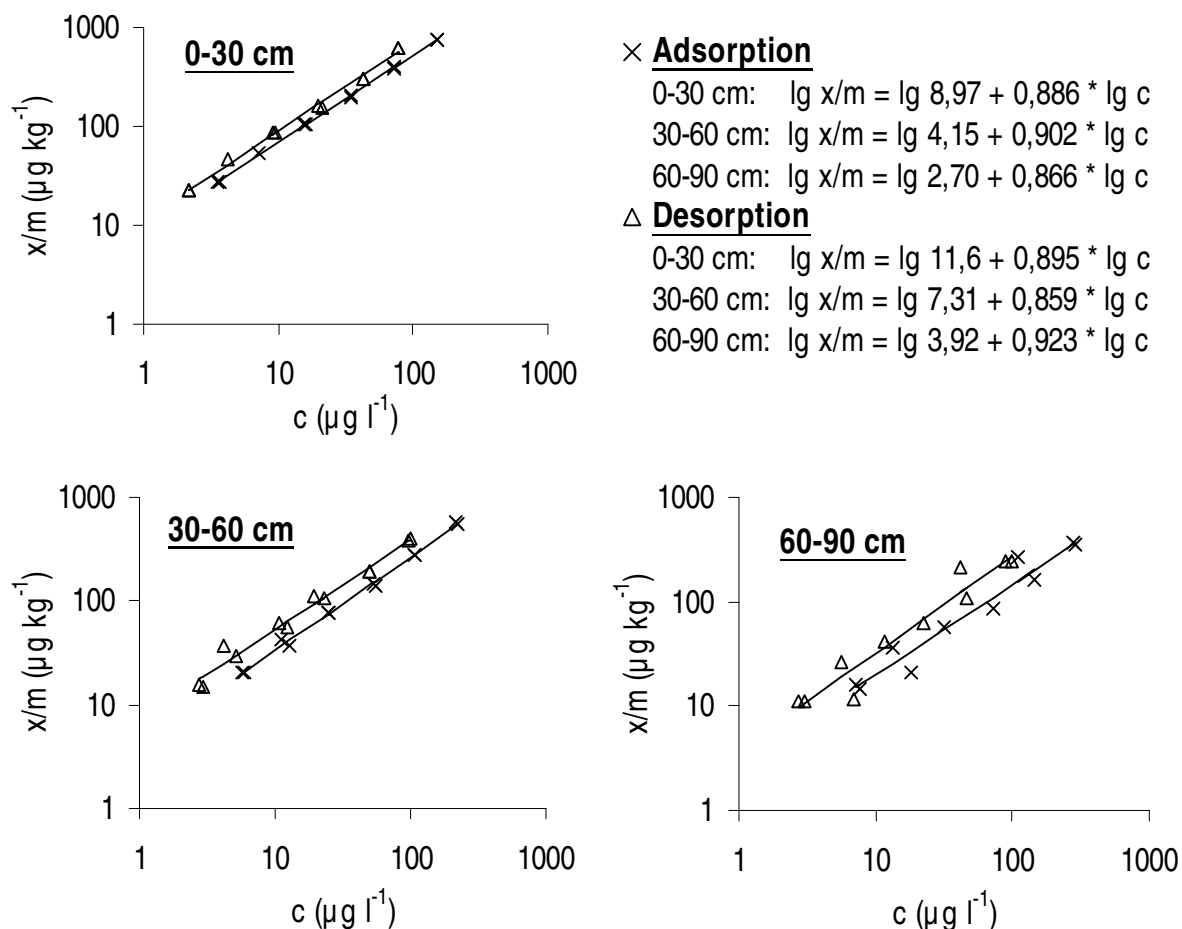


Abb. 7: Ad- und Desorptionsisothermen von Terbutylazin für Bodenproben aus 0-30, 30-60 und 60-90 cm Tiefe (c = Konzentration in der Bodenlösung, x/m = adsorbierte Wirkstoffanteile; $r^2 = 0,936$ bis $0,999$; $n = 10$ bis 12)

Ähnlich wie Metolachlor weist Terbutylazin bei der Desorption höhere K_F -Werte als bei der Adsorption auf. Dabei sind auch für Terbutylazin die K_{OC} -Werte bei der Adsorption mit 516, 456 und 529 in 0-30, 30-60 bzw. 60-90 cm Tiefe ähnlich, während bei der Desorption im Oberboden mit 667 ein niedrigerer Wert als im Unterboden (803 bzw. 769) auftritt. Der Unterschied zwischen den K_{OC} -Werten der Ad- und Desorption ist jedoch weniger ausgeprägt als bei Metolachlor. Dieses Ergebnis läßt darauf schließen, das die Bindung an Tonminerale für Hystereseephänomene bei Terbutylazin vermutlich eine geringere Bedeutung als für Metolachlor hat. Dementsprechend wird laut KLIMSA (1996) das Ausmaß der Desorption von Terbutylazin v.a. vom Gehalt der Böden an organischer Substanz bestimmt.

Pendimethalin

Entsprechend des hohen P_{OW} weist Pendimethalin eine ausgeprägte Sorptionsneigung auf, die sich in sehr hohen K_F -Werte äußert (Abb. 8). Im Vergleich zu von COOPER et al. (1994) anhand von Laborversuchen für verschiedene Böden ermittelten K_F -Werten (169 bis 211) ergibt sich bei der Adsorption in 0-30 cm Tiefe mit 362 ein höherer Wert.

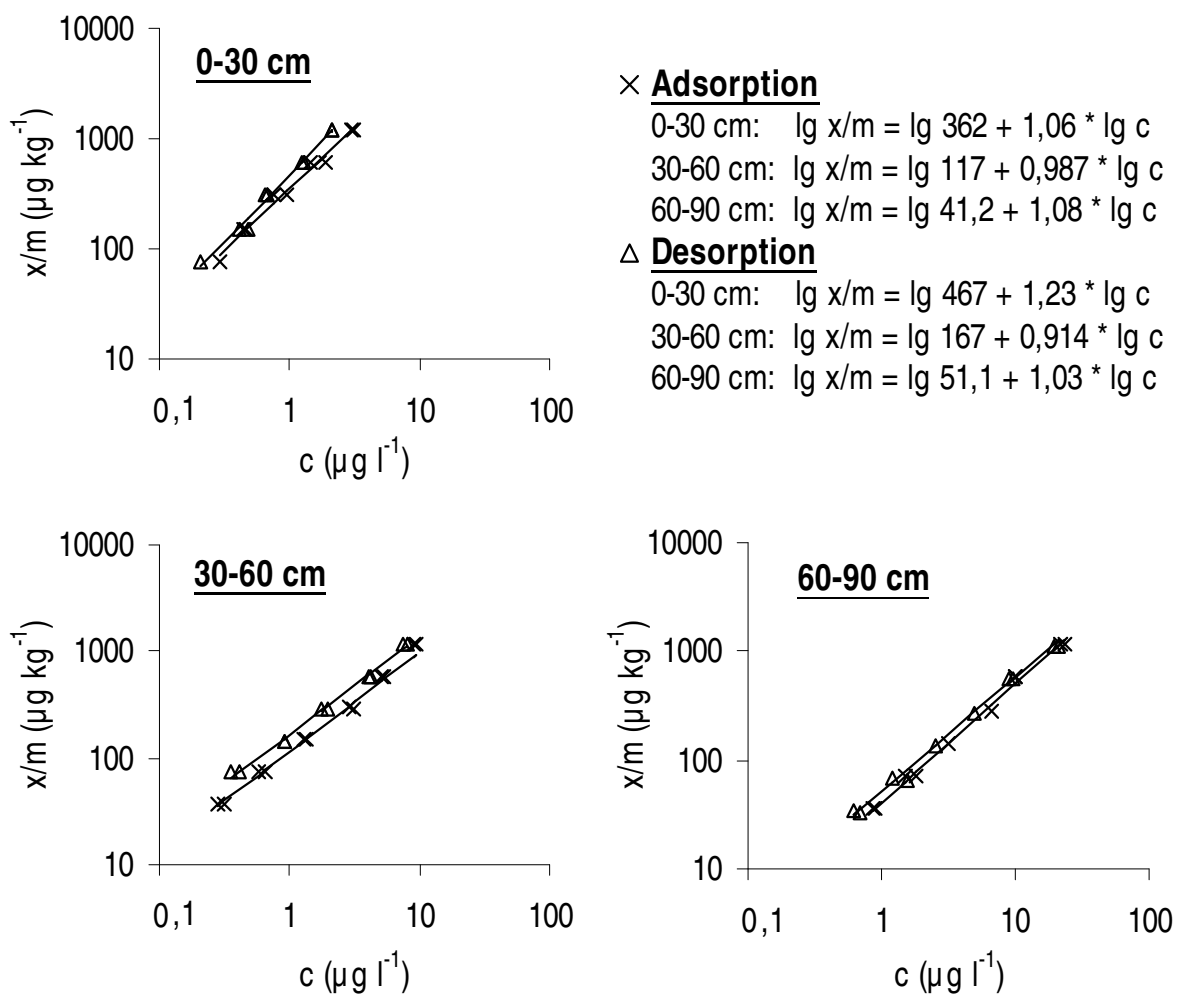


Abb. 8: Ad- und Desorptionsisothermen von Pendimethalin für Bodenproben aus 0-30, 30-60 und 60-90 cm Tiefe (c = Konzentration in der Bodenlösung, x/m = adsorbierte Wirkstoffanteile; $r^2 = 0,986$ bis $0,996$; $n = 9$ bis 12)

Für den Unterboden werden deutlich niedrigere Werte als für die Tiefenstufe 0-30 cm festgestellt. Dabei ist auch zu berücksichtigen, daß die $1/n$ -Werte z.T. deutlich voneinander abweichen (s. Anhang, Tab. 50). Allerdings liegen die Schnittpunkte der Kurven weit außerhalb des Meßbereichs; daher ist davon auszugehen, daß Pendimethalin innerhalb des untersuchten Konzentrationsbereich ($0,210$ bis $21,3 \mu\text{g l}^{-1}$) entsprechend der K_F -Werte in 0-30 cm Tiefe am stärksten und in 60-90 cm Tiefe am

schwächsten adsorbiert wird. Auch ist zu beachten, daß die Konzentrationen der Meßlösungen insgesamt sehr niedrig waren und teilweise nur geringfügig über der Bestimmungsgrenze lagen. Eventuellen Meßungenauigkeiten kommt damit eine vergleichsweise große Bedeutung zu, was auch bei der Interpretation der $1/n$ -Werte berücksichtigt werden muß. $1/n$ -Werte höher 1 weisen darauf hin, daß mit der Wirkstoffkonzentration die Sorptionsstärke zunimmt; bei Werten kleiner 1 liegt eine umgekehrte Beziehung vor. Aufgrund der hohen K_F -Werte ist die Bedeutung der Unterschiede in den $1/n$ -Werten bei Pendimethalin jedoch nur gering. Für die einzelnen Tiefenstufen ergeben sich $1/n$ -Werte, die entweder leicht ober- oder unterhalb von 1 liegen, wobei die Konfidenzintervalle den Wert 1 meist umfaßten. Insgesamt ist daher bei Pendimethalin - für den untersuchten Konzentrationsbereich - nicht davon auszugehen, daß das Ausmaß der Adsorption wesentlich von der Konzentration beeinflusst wird.

Die mit der Tiefe abnehmenden K_F -Werte sind v.a. auf die geringeren Corg-Gehalte zurückzuführen, da die organische Substanz den Hauptadsorbenten von Pendimethalin darstellt (HURLE et al., 1997; PRAKASH & DEVI, 1998). Die K_{OC} -Werte weisen dabei mit 20.805, 12.857 und 8.078 für die Tiefenstufen 0-30, 30-60 und 60-90 cm sogar auf einen überproportionalen Einfluß des Corg-Gehaltes hin. Dies ist möglicherweise darauf zurückzuführen, daß die Sorptionsaffinität von Pendimethalin mit zunehmendem Humifizierungsgrad der organischen Substanz steigt (CUMMING et al., 2001). Bei der Desorption liegen im Vergleich zur Adsorption noch jeweils höhere K_F -Werte vor. Dementsprechend sind auch die für die Desorption ermittelten K_{OC} -Werte mit 37.184 (0-30 cm), 18.352 (30-60 cm) und 10.020 (60-90 cm) jeweils deutlich höher als bei der Adsorption. Im Vergleich zu Metolachlor und Terbutylazin, zwischen denen nur geringe Unterschiede erkennbar waren, wies Pendimethalin somit generell eine sehr ausgeprägte Sorptionsneigung auf.

4.2 Beziehung zwischen gelösten und adsorbierten Wirkstoffanteilen in den Bodenproben des Feldversuchs

Im Unterschied zu Adsorptionsisothermen, die Aufschluß über das Sorptionsverhalten innerhalb eines bestimmten Konzentrationsbereichs geben, stellen Verteilungskoeffizienten der Form

$$K' = \text{adsorbierte Wirkstoffanteile} / \text{gelöste Wirkstoffanteile}$$

Punktbetrachtungen für einzelne Meßwertpaare dar. Anhand von K' -Werten (l/kg^{-1}) können daher Veränderungen im Adsorptionsverhalten mit der Zeit untersucht werden.

Verteilungskoeffizienten im Feldversuch (Ackerbereich, 0-10 cm Tiefe)

Metolachlor und Terbutylazin

In Abb. 9 sind die Verteilungskoeffizienten von Metolachlor und Terbutylazin dargestellt, die im Anschluß an die Applikationen 1998 und 1999 im Bereich der Ackerfläche in 0-10 cm Tiefe festgestellt wurden. Zusätzlich sind Werte, die von PÄTZOLD & BRÜMMER (2003) in einem Laborversuch mit Oberbodenmaterial der Versuchsfläche ermittelt wurden, aufgeführt.

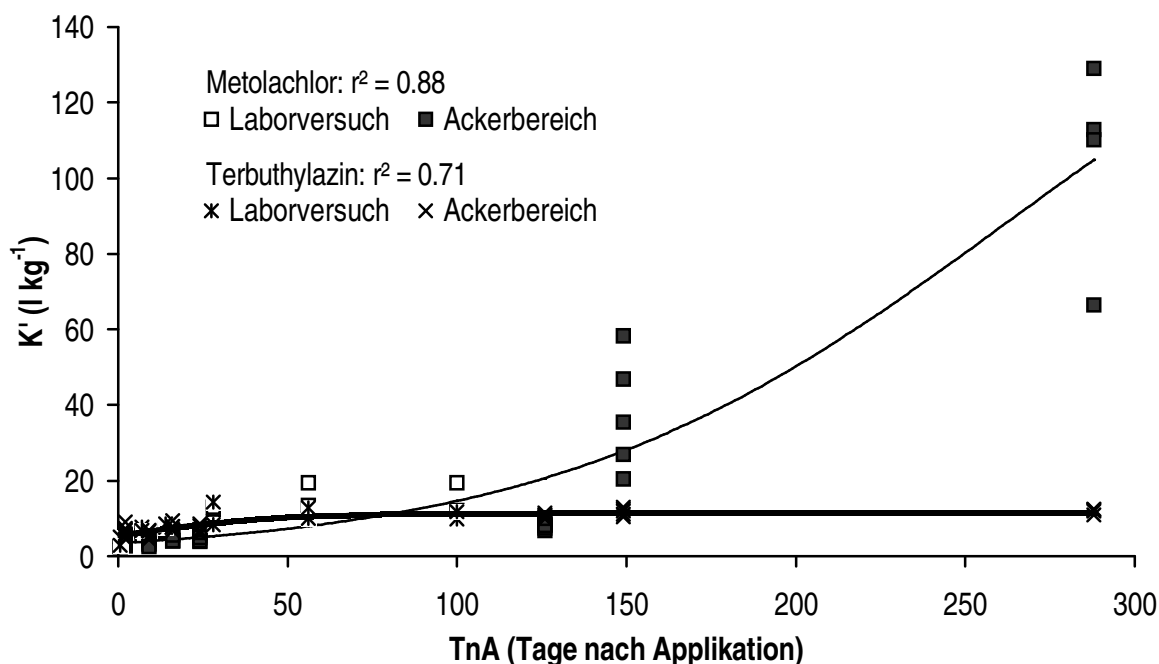


Abb. 9: K' -Werte von Metolachlor und Terbutylazin in Bodenproben des Feldversuchs (Ackerbereich, 0-10 cm Tiefe) und im Laborversuch (PÄTZOLD & BRÜMMER, 2003) sowie Darstellung der K' -Zunahme über sigmoidale Funktionen ($K'_{TnA} = K'_{max} \cdot 1 / (1 + e^{K'_{max} \cdot a \cdot (TnA - b)})$) mit zunehmendem zeitlichen Abstand zur Applikation (PÄTZOLD (2002), verändert)

Für beide Wirkstoffe traten bis zum 24. TnA nur geringe Veränderungen auf; die K' -Werte von Terbutylazin waren dabei im Vergleich zu Metolachlor leicht erhöht. So stieg der durchschnittliche K' -Wert von Metolachlor im Feldversuch zwischen dem 2. und 24. TnA von 4,20 auf 5,27 l kg⁻¹. Für Terbutylazin wurde im gleichen Zeitraum eine Zunahme von 6,32 auf 7,00 l kg⁻¹ festgestellt. Auch im weiteren Verlauf stiegen die Verteilungskoeffizienten von Terbutylazin nur geringfügig an. Zwischen dem 149. und 288. TnA war für Terbutylazin mit durchschnittlich 11,8 bzw. 11,9 l kg⁻¹ keine Änderung mehr erkennbar. Für den Zeitraum vom 2. bis zum 288. TnA ergibt sich eine Steigerung um den Faktor 1,9; die Bindungsstärke von Terbutylazin nahm somit leicht

zu. Der durchschnittliche K' -Wert von Metolachlor nahm dagegen auf 105 l kg^{-1} bzw. um den Faktor 25 zu; extrem hohe Steigerungsraten sind dabei ab dem 149. TnA erkennbar. In Übereinstimmung mit den beobachteten Veränderungen im Sorptionsverhalten der beiden Wirkstoffe wiesen PIGNATELLO & HUANG (1991) für Metolachlor eine ausgeprägte Zunahme der Adsorptionsstärke mit zunehmendem zeitlichen Abstand zur Applikation nach. Für Terbutylazin stellten PESTEMER et al. (1997) dagegen nach Ablauf von 100 Tagen nur geringfügig angestiegene Verteilungskoeffizienten fest, während die Wirkstoffe Chlortoluron und Isoproturon eine deutliche Zunahme aufwiesen. In ähnlicher Weise stellte KLIMSA (1996) für Terbutylazin innerhalb von 150 Tagen eine deutlich geringere Zunahme der Verteilungskoeffizienten als für Isoproturon fest.

Der Verlauf der Verteilungskoeffizienten kann dabei am besten durch sigmoidale Funktionen beschrieben werden; laut PÄTZOLD & BRÜMMER (2003) können dadurch drei verschiedene Phasen wiedergegeben werden. In der ersten Phase ist die Desorption des Wirkstoffs nicht behindert, obwohl die Gesamtgehalte aufgrund von Abbauprozessen abnehmen; die Verteilungskoeffizienten steigen nur schwach an. Entsprechend der "Alterung" von Wirkstoffen ist die nächste Phase von einem exponentiellen Anstieg gekennzeichnet; der Abbau der in der Bodenlösung befindlichen Wirkstoffanteile wird durch das Ausmaß der relativ langsam verlaufenden, diffusionsgesteuerten Desorption limitiert. In der dritten Phase nimmt die Abbaurate bei deutlich erniedrigten Lösungskonzentrationen stark ab und steht im Gleichgewicht mit der Desorption; der Verteilungskoeffizient hat ein Maximum erreicht und verändert sich nicht mehr. Für Terbutylazin ergibt sich eine weitgehende Übereinstimmung von Labor- und Felddaten, wobei der maximale K' -Wert von ca. 11 l kg^{-1} 56 TnA erreicht wurde. Die Laborwerte von Metolachlor weisen dagegen im Vergleich zum Feld auf einen früheren Beginn der exponentiellen Phase hin, da eine deutliche Zunahme der Verteilungskoeffizienten und damit eine stärkere Festlegung bereits 28 TnA auftrat. Diese unterschiedlichen Zeitpunkte, zu dem die erhöhte Festlegung von Metolachlor auftrat, ist vermutlich auf unterschiedliche Feuchteverhältnisse zurückzuführen. Höhere Bodenwassergehalte im Laborversuch ermöglichen vermutlich eine vermehrte Diffusion von Herbizidmolekülen hin zu schlechter zugänglichen Sorptionsplätzen, die zusätzlich noch eine höhere Bindungsstärke aufweisen können (PÄTZOLD, 1998). Während im Laborversuch konstant 40 % der maximalen Wasserkapazität bzw. 22,7 % Bodenfeuchte eingestellt wurden, traten in den obersten 10 cm im Feld unterschiedliche Feuchteverhältnisse auf. So betrug die Bodenfeuchte im Feld 149 und 288 TnA 1998 in gleicher Weise wie im Laborversuch ca. 23 %; bei diesen Terminen war mit mittleren K' -Wert von 37,6 und 105 l kg^{-1} eine ausgeprägte Zunahme der Verteilungskoeffizienten von Metolachlor erkennbar. Diese deutliche Festlegung wurde vermutlich durch die vergleichsweise hohe Bodenfeuchte begünstigt. Dagegen betrug die Bodenfeuchte 1999 am 126. TnA,

dem letzten Probenahmetermin in dieser Vegetationsperiode, ca. 16 %. An diesem Termin wurde ein mittlerer K' -Wert von lediglich $8,24 \text{ l kg}^{-1}$ festgestellt. Zudem deuten die Metolachlorgehalte in den einzelnen Bodentiefen auf eine ausgeprägte Tiefenverlagerung im Herbst und Winter 1998 hin (vgl. Kap. 5.2.1). Da Wirkstoffe fast ausschließlich mit der Bodenlösung transportiert werden, müssen durch die Tiefenverlagerung die gelösten Wirkstoffanteile ab- und somit die K' -Werte zugenommen haben.

Pendimethalin

In Tab. 15 sind die Verteilungskoeffizienten von Pendimethalin dargestellt, die im Feldversuch sowie im oben beschriebenen Laborversuch festgestellt wurden. Für den Bereich der Ackerfläche schwankten die K' -Werte während des Untersuchungszeitraums; eine sehr starke Zunahme war dabei mit Werten von 398 l kg^{-1} am 2. TnA und 483 l kg^{-1} am 126. TnA nicht zu erkennen. Am 149. und 288. TnA war Pendimethalin in der Bodenlösung nicht mehr nachweisbar, weshalb keine Aussage über die Verteilungskoeffizienten getroffen werden kann. Im Laborversuch stiegen die K' -Werte unter konstanten Bedingungen zwischen dem 0,5. und 56. TnA auf den ca. dreifachen Wert. 0,5 TnA wurde im Laborversuch mit 217 l kg^{-1} ein im Vergleich zum Feldversuch deutlich niedrigerer Verteilungskoeffizient festgestellt, wobei im Feldversuch die Ergebnisse beider Versuchsjahre zusammengefaßt wurden. Der durchschnittliche K' -Wert des 2. TnA 1999 war dabei mit 469 l kg^{-1} höher als am 2. TnA 1998 (342 l kg^{-1}), allerdings war der Unterschied nicht signifikant.

Tab. 15: Durchschnittliche K' -Werte von Pendimethalin in Bodenproben des Feldversuchs (Ackerbereich, 0-10 cm Tiefe) im Anschluß an die Applikationen am 25.05.1998 und 24.05.1999 sowie im Laborversuch (PÄTZOLD & BRÜMMER, 2003)

Feld	Tage nach Applikation	2	9	16	24	126
	K' -Wert (in l kg^{-1})	398	435	300	578	483
Labor	Tage nach Applikation	0,5	7	14	28	56
	K' -Wert (in l kg^{-1})	217	316	322	400	654

Während im Laborversuch der Bodenwassergehalt konstant 22,7 % betrug, wurden zum Zeitpunkt der Applikationen 1998 und 1999 auf der Ackerfläche in 0-10 cm Tiefe lediglich 20,2 bzw. 15,1 % festgestellt. Dabei ist zu berücksichtigen, daß im Labor von einer gleichmäßigen Wirkstoffverteilung auszugehen ist, während Pendimethalin nach der Feldapplikationen konzentriert im obersten Bereich der Ackerkrume vorlag. In den obersten Bodenschichten kann der Wassergehalt dabei im hohen Maße schwanken. Aufgrund der dabei nacheinander auftretenden Ad- und Desorptionsvorgänge kommt es zu einer sehr starken Wirkstoffsorption.

Wahrscheinlich wurde Pendimethalin daher in Abhängigkeit von der Bodenfeuchte unterschiedlich und somit im Feldversuch sehr viel stärker adsorbiert als im Labor. Darüber hinaus stellte PÄTZOLD (1998) für Diuron einen deutlichen Zusammenhang zwischen Wassergehalt zum Applikationszeitpunkt und Adsorption fest und führte ihn darauf zurück, daß v.a. trockene Böden dazu neigen, einen starken Sog auf die Applikationslösung auszuüben und die in der Spritzlösung befindlichen Wirkstoffe somit durch Massenfluß vermehrt in feinere Poren einzulagern und bis in das Innere der Bodenaggregate zu transportieren und dort festzulegen. Vermutlich wurde Pendimethalin im Feldversuch bei vergleichsweise geringen Wassergehalten in ähnlicher Weise bereits kurz nach der Applikation stark sorbiert. Bei hohen Bodenfeuchtegehalten zum Applikationszeitpunkt und Füllung aller feineren Poren mit Wasser wird dagegen die Zugänglichkeit vor allem der inneren Aggregatoberflächen beeinträchtigt.

Verteilungskoeffizienten im Feldversuch in den verschiedenen Tiefenstufen des Ackerbereichs

Metolachlor und Terbuthylazin

Für Metolachlor wie auch für Terbuthylazin wurden in 10-30 cm höhere K' -Werte als in 0-10 cm Tiefe festgestellt (Abb. 10, S. 52). Aufgrund der jährlich durchgeführten Bodenbearbeitung unterschieden sich die beiden Tiefenstufen in ihrer Zusammensetzung, d.h. beispielsweise in Bezug auf den Corg- und Tongehalt, nicht. Die Freundlich-Adsorptionsisothermen weisen aber darauf hin, daß bei Metolachlor und Terbuthylazin mit abnehmenden Wirkstoffkonzentrationen höhere Wirkstoffanteile adsorbiert werden (s. Kap. 4.1). Daher ist die stärkere Sorption in 10-30 cm Tiefe in erster Linie auf die sehr viel niedrigeren extrahierbaren Gehalte der Wirkstoffe als in 0-10 cm Tiefe zurückzuführen (Tab. 22, S. 72 und Tab. 23, S. 74).

Darüber hinaus war die Bodenfeuchte im Applikationsjahr 1999 in 10-30 cm mit 17,4 bis 19,0 % deutlich höher als in 0-10 cm Tiefe mit 14,7 bis 16,2 %. Höhere Wassergehalte begünstigen dabei die Wirkstofffestlegung, da ein ausgeprägter diffusionsgesteuerter Transport in das Aggregatinnere ermöglicht wird (PÄTZOLD, 1998). Dieser Prozeß scheint insbesondere die Festlegung von Metolachlor beeinflusst zu haben, dessen durchschnittlicher K' -Wert in 10-30 cm Tiefe mit 6,17 am 2. und 24,2 l kg⁻¹ am 126. TnA sehr viel stärker zunahm als der von Terbuthylazin (Abb. 10). Dementsprechend wiesen die Verteilungskoeffizienten von Metolachlor für alle Tiefenstufen im sehr niederschlagsreichen Applikationsjahr 1998 höhere Zunahmen als 1999 auf; für Terbuthylazin war ein derartiger Einfluß dagegen nicht erkennbar (vgl. Anhang, Tab. 52).

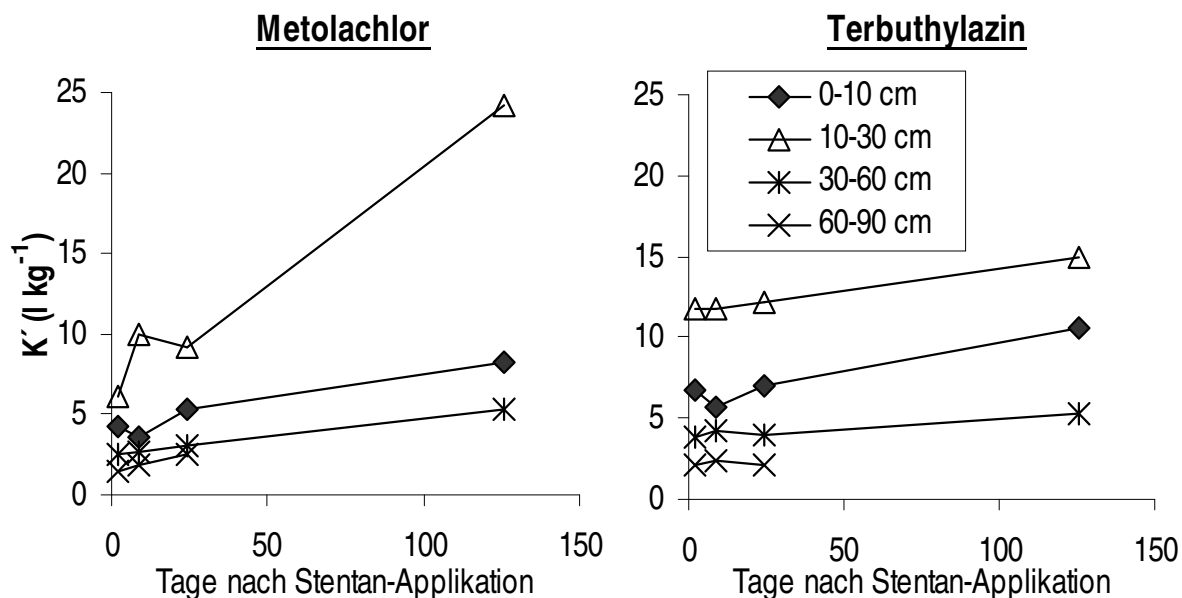


Abb. 10: Durchschnittliche K' -Werte von Metolachlor und Terbutylazin in 0-10, 10-30, 30-60 und 60-90 cm Tiefe im Anschluß an die *Stentan*-Applikation am 24.05.1999

Im Unterboden wurden für beide Wirkstoffe trotz geringerer Gesamtgehalte niedrigere K' -Werte als im Oberboden festgestellt. Dies ist, wie anhand der Freundlich-Isothermen erläutert (s. S. 43 und S. 44), auf unterschiedliche Corg-Gehalte zurückzuführen. Die Verteilungskoeffizienten von Terbutylazin stiegen mit zunehmendem zeitlichem Abstand zur Applikation auch im Unterboden nur geringfügig an. Metolachlor wies dagegen am 126. TnA in 30-60 cm Tiefe mit $5,35 \text{ l kg}^{-1}$ einen ca. doppelt so hohen K' -Wert wie 2 TnA ($2,58 \text{ l kg}^{-1}$) auf. Generell wurde Metolachlor also nach den Applikationen im weiteren Verlauf der Vegetationsperiode sehr viel stärker als Terbutylazin festgelegt.

Pendimethalin

Für Pendimethalin konnten die Verteilungskoeffizienten in den Tiefenstufen unterhalb 0-10 cm nur teilweise ermittelt werden, da häufig keine gelösten Wirkstoffanteile nachweisbar waren (s. Anhang, Tab. 52). Während im Untersuchungsjahr 1999 für die Tiefe von 0-10 cm bis zum 126. TnA für nahezu alle Bodenproben K' -Werte bestimmt wurden, liegen für 10-30 cm bis zum 16. TnA 1998 und für 30-60 und 60-90 cm bis zum 24. TnA 1999 jeweils nur vereinzelte Werte vor. Innerhalb dieser Zeiträume betragen die medianen K' -Werte in den einzelnen Tiefenstufen von der Krume bis zum Unterboden 438, 240, 120 und $65,7 \text{ l kg}^{-1}$. Dabei ist allerdings zu beachten, daß die Werte in den unteren Tiefenstufen tendenziell unterschätzt wurden, da gerade Proben mit sehr niedrigen Lösungskonzentrationen (unterhalb der Bestimmungsgrenze) und theoretisch demzufolge besonders hohen K' -Werten nicht in die Berechnung ein-

gingen. Dennoch wird deutlich, daß die Sorptionsstärke von Pendimethalin - ähnlich wie bei den Freundlich-Isothermen (s. S. 46) - auch bei den Bodenproben des Feldversuch mit der Tiefe abnahm. Eine gerichtete Veränderung der Verteilungskoeffizienten mit zunehmendem zeitlichen Abstand von der Applikation war bei den ohnehin sehr hohen Werten für Pendimethalin dabei nicht zu erkennen (s. Anhang, Tab. 52).

Verteilungskoeffizienten in den Böden der Grasfilterstreifen

In den Böden der Grasfilterstreifen waren für Pendimethalin bei geringen extrahierbaren Gehalten keine gelösten Wirkstoffanteile nachweisbar und für Terbutylazin nur sehr vereinzelt (s. Anhang, Tab. 54). Vor allem die Pendimethalin-Einträge wurden demnach komplett in den Böden der Filterstreifen festgelegt. Auch Metolachlor wies nur an wenigen Terminen gelöste Wirkstoffanteile in den Böden der Grasfilterstreifen auf; die Verteilungskoeffizienten zwischen adsorbierten und gelösten Anteilen waren dabei meist höher als in den entsprechenden Bodenproben des Ackerbereichs. Vereinzelt wurden für die Filterstreifen auch niedrigere K' -Werte festgestellt, die vermutlich auf kurzfristige Wirkstoffzufuhren zurückzuführen waren, in deren Folge Metolachlor noch nicht erneut festgelegt worden war. Insgesamt deutet die nahezu vollständige Bindung vergleichsweise hoher Gesamtgehalte (bis ca. $95 \mu\text{g kg}^{-1}$) aber auch für Metolachlor auf eine sehr starke Sorption in den Böden der Grasfilterstreifen hin (s. Anhang, Tab. 54).

4.3 Beziehung zwischen gelösten und an das Sediment adsorbierten Wirkstoffanteilen in den Oberflächenabflusssuspensionen

Mit den Oberflächenabflusssuspensionen wurden die einzelnen Herbizidwirkstoffe in Abhängigkeit von ihrem Löslichkeits- und Adsorptionsverhalten entweder vorzugsweise gelöst oder an das abgetragene Sediment adsorbiert ausgetragen (vgl. Kap. 6.1). Das als mittel bis sehr mobil eingestufte Metolachlor (Wasserlöslichkeit: 530 mg l^{-1}) wurde vorwiegend gelöst transportiert. Die Höhe und Intensität der Niederschläge beeinflusst dabei v.a. die Verteilung des Wirkstoffes zwischen Oberflächenabfluß und Bodeninfiltrat. Terbutylazin wird zwar aufgrund seiner relativ geringeren Wasserlöslichkeit von $8,5 \text{ mg l}^{-1}$ als mäßig mobil eingestuft, wurde aber dennoch aufgrund seiner geringen Sorptionsneigung ($\log P_{o/w} = 3,04$) vorzugsweise in gelöster Form transportiert. Pendimethalin gilt aufgrund der sehr geringen Wasserlöslichkeit ($0,3 \text{ mg l}^{-1}$) und sehr hohen Sorptionsneigung ($\log P_{o/w} = 5,12$) als praktisch immobil und wurde zum größten Teil an Sediment adsorbiert ausgetragen. Damit wird der Pendimethalin-Austrag v.a. von der Erosivität der Niederschläge bestimmt; hohe Sedimentabträge kurz nach der Applikation haben hohe Pendimethalin-Austräge zur Folge.

Im folgenden wird zunächst die Verteilung der einzelnen Wirkstoffe in den Oberflächenabflusssuspensionen auf die flüssige und die feste Phase anhand von

Freundlich-Isothermen dargestellt. Dann wird dargelegt, inwieweit die Beziehung zwischen gelösten und an das Sediment adsorbierten Wirkstoffanteilen durch die verschiedenen Filterstreifenvarianten beeinflusst wurde. Bei allen Ergebnissen ist zu berücksichtigen, daß zwischen dem Auftreten der Abflusssuspensionen und der Trennung von Feststoff- und Lösungsphase mindestens 24 h lagen (s. Kap. 2.2.5). Während dieses Zeitraumes kann ein Austausch zwischen adsorbierter und gelöster Phase stattgefunden haben, weshalb die ermittelten Wirkstoffverteilungen von denen abweichen können, die während des Abflußereignisses im Feld vorlagen. Allerdings führte die $MgCl_2$ -Zugabe zu einer raschen Fällung des Sediments, so daß wahrscheinlich nur geringe Veränderungen auftraten. Auch ist zu beachten, daß die Verteilung der Wirkstoffe auf gelöste und adsorbierte Anteile möglicherweise durch das in den Abflusssuspensionen sehr weite Boden:Lösungsverhältnis von 1:6,5 bis über 1:400 beeinflusst wurde. Bei der $CaCl_2$ -Extraktion der Bodenproben und bei den Ad- und Desorptionsisothermen betrug das Verhältnis dagegen lediglich 1:2,5. Allerdings zeigten GOUY et al. (1999) für den Wirkstoff Diuron, daß ein weites Boden:Lösungsverhältnis im Vergleich zu einer engen Relation nur zu leicht erhöhten Verteilungskoeffizienten führt.

Verteilung der verschiedenen Wirkstoffe in den Oberflächenabflusssuspensionen nach natürlichen Niederschlagsereignissen und Beregnungen

Die Verteilung der einzelnen Wirkstoffe auf die wäßrige und die feste Phase in den Oberflächenabflusssuspensionen läßt sich - in Analogie zu der Beziehung von den an Bodenpartikel adsorbierten Wirkstoffanteilen zu den jeweiligen Konzentrationen in der Bodenlösung - als Adsorptionsisotherme nach Freundlich beschreiben. Im folgenden sind für die Wirkstoffe Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin die Freundlich-Adsorptionsisothermen dargestellt, die anhand der Oberflächenabflusssuspensionen aller Filterstreifenvarianten während des Untersuchungszeitraumes ermittelt wurden.

Metolachlor

In Abb. 11 (S. 55) sind die Beziehungen zwischen gelösten und an das abgetragene Sediment adsorbierten Anteilen von Metolachlor in den Oberflächenabflusssuspensionen aller Varianten während des gesamten Untersuchungszeitraums dargestellt, wobei der Großteil der Wertepaare aus der Zeit bis 42 TnA stammt. Damit setzt sich das Kollektiv aus Proben zusammen, die in unterschiedlichem zeitlichen Abstand zur Applikation von Metolachlor auftraten (s. Anhang, Tab. 55 und 59). In den Oberflächenabflusssuspensionen traten nach natürlichen Niederschlägen Konzentrationen in der wässrigen Lösung bis zu $1.365 \mu\text{g l}^{-1}$ Metolachlor auf bei Gehalten im Sediment bis zu $3.714 \mu\text{g kg}^{-1}$ (s. Anhang, Tab. 55). Im Rahmen der Beregnungsversuche wurden Lösungskonzentrationen bis $2.268 \mu\text{g l}^{-1}$ bei Gehalten im abgetragenen Sediment bis $4.087 \mu\text{g kg}^{-1}$ gemessen (Tab. 16; s. auch Anhang, Tab. 59).

Tab. 16: Minimale, maximale, mittlere und mediane Werte des Probenkollektivs zur Berechnung der Regressionsbeziehung zwischen den Lösungskonzentrationen und den extrahierbaren Gehalten im Sediment von Metolachlor in den Oberflächenabflusssuspensionen aller Varianten nach natürlichen Niederschlägen und Beregnungen

	Lösungskonzentrationen ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Gehalte im Sediment ($\mu\text{g kg}^{-1}$)
Minimum	0,37	37,3
Maximum	2268	4087
Median	86,4	521
Mittelwert	154	624

Während die Oberflächenabflusssuspensionen mit Lösungskonzentrationen von mehr als $100 \mu\text{g l}^{-1}$ v.a. bis zu 13 TnA auftraten, wiesen Proben mit bis zu $10 \mu\text{g l}^{-1}$ Metolachlor ein Alter von mindestens 23 TnA auf (vgl. Kap. 6.1.1). Bei letzteren konnten damit vor den Abflußereignissen in zunehmendem Maße Abbau-, Auswaschungs- und Festlegungsprozesse ablaufen, d.h. die Verteilungskoeffizienten nahmen auch in den Abflusssuspensionen mit zunehmendem zeitlichem Abstand zur Applikation zu (vgl. Kap. 4.4).

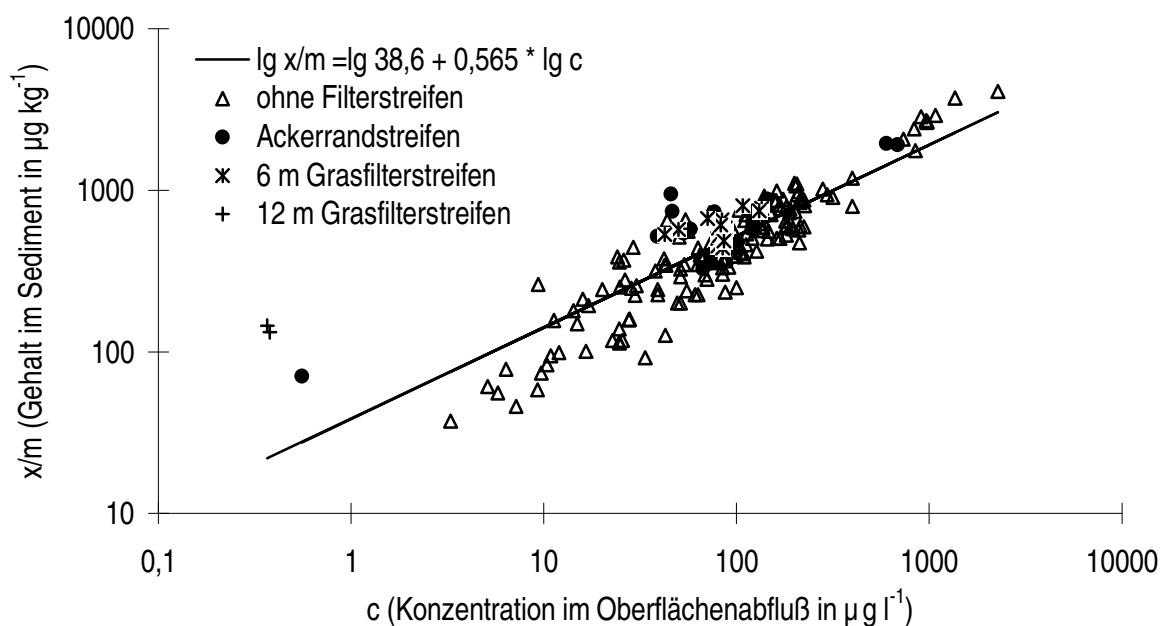


Abb. 11: Beziehung zwischen extrahierbaren Gehalten im Sediment und Lösungskonzentrationen von Metolachlor in den Oberflächenabflusssuspensionen aller Varianten nach natürlichen Niederschlagsereignissen und Beregnungen während der drei Versuchsjahre ($r^2 = 0,754$, $n = 196$)

Die sich ergebende Regressionsgerade für die Beziehung zwischen Lösungskonzentrationen und Gehalten im Sediment ergibt deshalb in Abhängigkeit von der Zeit nach

der Applikation sehr unterschiedliche Verteilungskoeffizienten für hohe und niedrige Lösungskonzentrationen. So ergibt sich bei Lösungskonzentration von $1000 \mu\text{g l}^{-1}$ ein mittlerer K' -Wert von $1,9 \text{ l kg}^{-1}$, während sich für Proben mit niedrigen und bereits stärker festgelegten Metolachlor-Gehalten bei einer Lösungskonzentration von $1 \mu\text{g l}^{-1}$ ein mittlerer K' -Wert von $38,6 \text{ l kg}^{-1}$ ergibt. Letzterer entspricht dabei definitionsgemäß dem K_F -Wert der berechneten Sorptionsisotherme.

Terbutylazin

Die Analyse der Terbutylazin-Konzentrationen in der Lösungsphase der Oberflächenabflußsuspensionen ergab mit $< 1 \mu\text{g l}^{-1}$ bis $767 \mu\text{g l}^{-1}$ ein ähnlich weites Spektrum wie bei Metolachlor (Tab. 17; s. auch Tab. 55 und 59 im Anhang). Die Terbutylazin-Gehalte im abgetragenen Sediment betragen dabei zwischen $12,7$ und $2217 \mu\text{g kg}^{-1}$. Die Mittelwerte für das zur Erstellung der in Abb. 12 (S. 57) dargestellten Regressionsgeraden verwendete Probenkollektiv betragen dabei $75,4 \mu\text{g l}^{-1}$ und $485 \mu\text{g kg}^{-1}$ Terbutylazin.

Tab. 17: Minimale, maximale, mittlere und mediane Werte des Probenkollektivs zur Berechnung der Regressionsbeziehung zwischen den Lösungskonzentrationen und den extrahierbaren Gehalten im Sediment von Terbutylazin in den Oberflächenabflußsuspensionen aller Varianten nach natürlichen Niederschlägen und Beregnungen

	Lösungskonzentrationen ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Gehalte im Sediment ($\mu\text{g kg}^{-1}$)
Minimum	0,45	12,7
Maximum	767	2217
Median	54,7	438
Mittelwert	75,4	485

Dieses große Konzentrationsspektrum ist auf Proben mit sehr unterschiedlichem Terbutylazin-Abbau in Abhängigkeit von der Zeit nach der Applikation zurückzuführen. So ergibt sich aus der Regressionsgeraden für eine hohe Lösungskonzentration von $1000 \mu\text{g l}^{-1}$ ein mittlerer K' -Wert von $3,4 \text{ l kg}^{-1}$. Bei der niedrigen Lösungskonzentration von $1 \mu\text{g l}^{-1}$ liegt dagegen ein mittlerer K' -Wert von $28,9 \text{ l kg}^{-1}$ vor, der definitionsgemäß dem K_F -Wert der berechneten Sorptionsisotherme entspricht. Der K' - bzw. K_F -Wert von Terbutylazin ist somit bei $1 \mu\text{g l}^{-1}$ Gleichgewichtslösung niedriger als der von Metolachlor ($38,6$). Die Steigungen der Sorptionsisothermen beider Wirkstoffe unterscheiden sich jedoch (s. Anhang, Tab. 51). Daher ist ein unmittelbarer Vergleich der K_F -Werte nicht möglich; der Schnittpunkt der Geraden liegt bei einer Lösungskonzentration von $31,4 \mu\text{g l}^{-1}$. Das bedeutet, daß Terbutylazin bei Lösungskonzentrationen unterhalb von $31,4 \mu\text{g l}^{-1}$ bzw. bei Gehalten im Sediment unterhalb von $270 \mu\text{g kg}^{-1}$ - entsprechend dem niedrigeren K_F -Wert - schwächer als Metolachlor adsorbiert wird,

dagegen bei höheren Lösungskonzentrationen und entsprechend höheren Gehalten im Sediment - entsprechend der größeren Steigung - stärker adsorbiert wird.

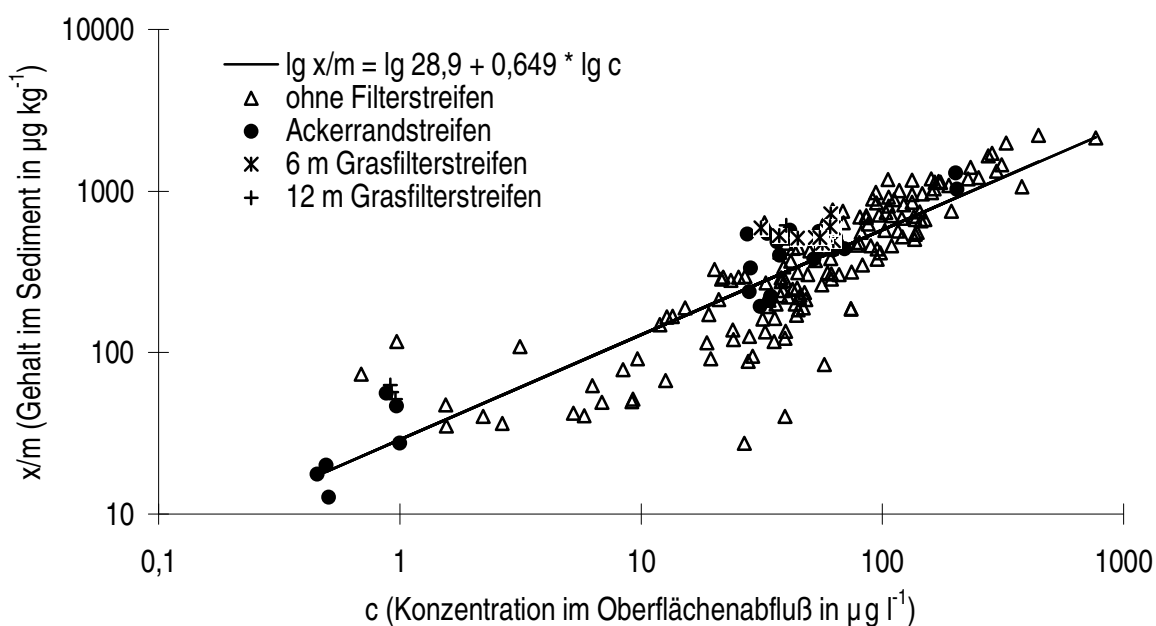


Abb. 12: Beziehung zwischen extrahierbaren Gehalten im Sediment und Lösungskonzentrationen von Terbutylazin in den Oberflächenabflusssuspensionen aller Varianten nach natürlichen Niederschlagsereignissen und Beregnungen während der drei Versuchsjahre ($r^2 = 0,763$, $n = 205$)

Einerseits sind daher für Terbutylazin die Austräge der an das Sediment adsorbierten Anteile bei höheren Konzentrationen kurz nach der Applikation bedeutender als für Metolachlor, wobei für beide Wirkstoffe trotz dieser Unterschiede der Austrag überwiegend in gelöster Form auftrat. Andererseits sind für Terbutylazin die Austräge mit der Lösungsphase bei den längere Zeit nach der Applikation auftretenden niedrigeren Konzentrationen bedeutender als für Metolachlor. Es zeigte sich jedoch, daß die Austragsmengen neben den Unterschieden im kurz- und langfristigen Sorptionsverhalten v.a. durch das jeweilige Niederschlags- und Abflußgeschehen bestimmt wurden (vgl. Kap. 6.3).

Pendimethalin

Für Pendimethalin wurden insgesamt deutlich niedrigere Lösungskonzentrationen in den Oberflächenabflusssuspensionen als für Metolachlor und Terbutylazin festgestellt. So traten nach natürlichen Niederschlägen und Beregnungen bis zu 24,8 und 77,2 $\mu\text{g l}^{-1}$ Pendimethalin auf (Tab. 18; s. auch Anhang, Tab. 55 und Tab. 59). Die

Gehalte im abgetragenen Sediment waren dagegen mit bis zu 10404 bzw. 19398 $\mu\text{g kg}^{-1}$ deutlich höher als bei den anderen beiden Wirkstoffen (vgl. Kap. 6.1).

Tab. 18: Minimale, maximale, mittlere und mediane Werte des Probenkollektivs zur Berechnung der Regressionsbeziehung zwischen den Lösungskonzentrationen und den extrahierbaren Gehalten im Sediment von Pendimethalin in den Oberflächenabflusssuspensionen aller Varianten nach natürlichen Niederschlägen und Beregnungen

	Lösungskonzentrationen ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Gehalte im Sediment ($\mu\text{g kg}^{-1}$)
Minimum	0,47	37,6
Maximum	77,2	19398
Median	5,35	2858
Mittelwert	7,60	3126

Ähnlich wie im Laborversuch zum Sorptionsverhalten wies Pendimethalin somit auch in den Oberflächenabflusssuspensionen eine deutlich andere Verteilung zwischen gelöster und adsorbierter Phase auf als Metolachlor und Terbutylazin (Abb. 13). Mit einem K_F -Wert von 383 $\mu\text{g kg}^{-1}$ bei 1 $\mu\text{g l}^{-1}$ in der Gleichgewichtslösung wurde Pendimethalin dabei sehr stark adsorbiert.

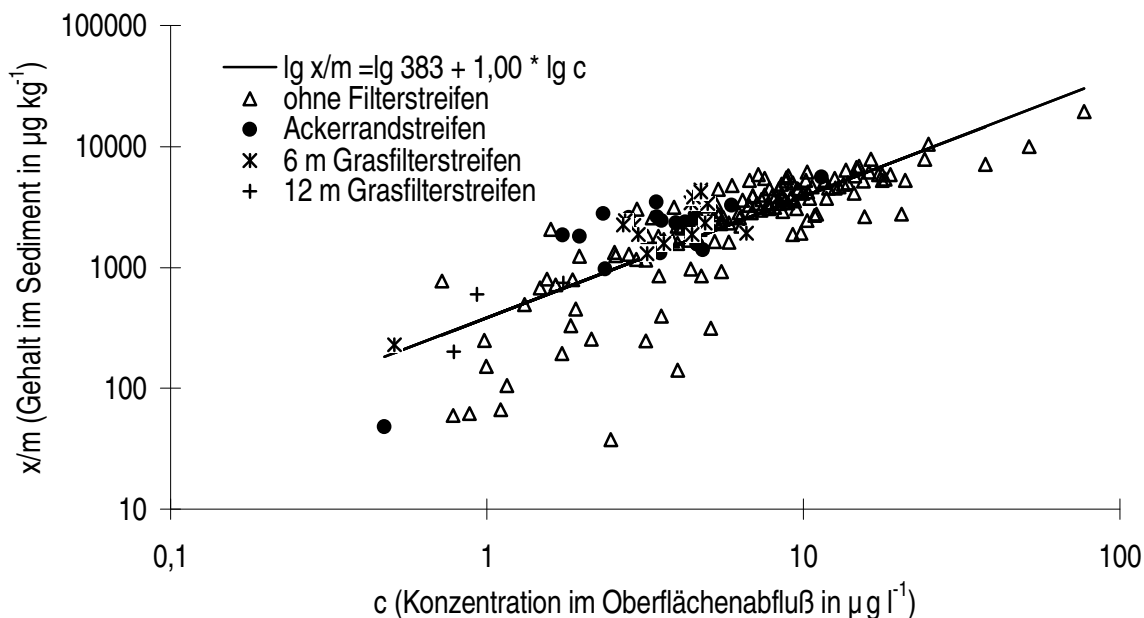


Abb. 13: Beziehung zwischen extrahierbaren Gehalten im Sediment und Lösungskonzentrationen von Pendimethalin in den Oberflächenabflusssuspensionen aller Varianten nach natürlichen Niederschlägen und Beregnungen während der drei Versuchsjahre ($r^2 = 0,644$, $n = 188$)

Aufgrund der unterschiedlichen Steigungen der Sorptionsisothermen (s. Anhang, Tab. 51) ist ein direkter Vergleich der Wirkstoffe nicht möglich; die Geraden schneiden sich dabei infolge des für Pendimethalin wesentlich höheren Intercepts jedoch nicht. Mit $1/n = 1,00$ ist auch die Steigung für die Adsorptionsisotherme von Pendimethalin wesentlich größer als die von Terbutylazin (0,649) und von Metolachlor (0,565); der Konzentrationsbereich liegt dabei für Pendimethalin zwischen 0,47 und 77,2 $\mu\text{g l}^{-1}$ bei einem Gehaltsbereich zwischen 37,6 und 19.398 $\mu\text{g kg}^{-1}$.

Verteilungskoeffizienten in den Oberflächenabflusssuspensionen der verschiedenen Varianten bei natürlichen Niederschlagsereignissen

Im abgetragenen Sediment war die organische Substanz im Vergleich zum Oberboden der Ackerfläche angereichert, da sie infolge ihres geringeren spezifischen Gewichtes auch in Form größerer Partikel mit den Oberflächenabflusssuspension transportiert werden konnte (vgl. Kap. 3.3). Laut AUERSWALD & HAIDER (1992) werden aufgrund eines derartigen selektiven Transports auch Substanzen, die v.a. an organische Substanz und an Tonminerale gebunden werden, im abgetragenen Sediment angereichert. Somit sollten auch die Verteilungskoeffizienten zwischen fester und gelöster Phase der Herbizidwirkstoffe in den Oberflächenabflusssuspensionen höher als im Boden der Ackerfläche sein. Bei der Passage der Oberflächenabflusssuspensionen durch die Vegetationsfilterstreifen kann es darüber hinaus in Bezug auf die Partikelgrößenverteilung zu einer selektiven Filterung kommen (SCHAUDER & AUERSWALD, 1992). Dementsprechend waren beispielsweise die Corg-Gehalte im ausgetragenen Sediment der Filterstreifenvarianten gegenüber der Variante ohne Filterstreifen teilweise erhöht (Kap. 3.3). Selektive Filtervorgänge können dabei weiterhin zu einer Veränderung der Wirkstoffverteilung zwischen fester und gelöster Phase führen. In den Varianten mit Filterstreifen waren die Sedimentkonzentrationen der Abflusssuspensionen oft zu gering, um Herbizidanalysen durchzuführen. Ausreichend hohe Sedimentkonzentrationen traten in den Varianten Ackerrandstreifen (ARS) und mit 6 m Grasfilterstreifen (GF6m) aufgrund hoher Niederschlagsintensitäten und geringer Bodenbedeckung auf der Ackerfläche v.a. kurz nach den Applikationen auf. Daher wurden für die Varianten ohne Filterstreifen (oF), ARS und GF6m die durchschnittlichen Verteilungskoeffizienten (K') der Proben ermittelt, die nach natürlichen Niederschlägen jeweils in den ersten 16 Tagen nach den Applikationen gewonnen wurden und für die sowohl Werte für die Lösungskonzentrationen als auch für die Gehalte im abgetragenen Sediment vorlagen.

In der Variante oF betragen die durchschnittliche K' -Werte von Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin 5,05, 7,98 und 587 l kg^{-1} (Tab. 19, S. 60). Die Werte von Metolachlor und Terbutylazin entsprechen damit größenordnungsmäßig dem von BUTTLE (1990) unter ähnlichen Abflußbedingungen für Metolachlor ermittelten

Verteilungskoeffizienten von 7,0; Pendimethalin weist dagegen wiederum einen deutlich höheren Wert als die beiden anderen Wirkstoffe auf.

Tab. 19: Durchschnittliche Verteilungskoeffizienten (K' in $l \text{ kg}^{-1}$) zwischen extrahierbaren Gehalten im Sediment und Konzentrationen in der wässrigen Phase von Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin in den Oberflächenabflusssuspensionen verschiedener Filterstreifenvarianten bei natürlichen Niederschlägen für den Zeitraum von der *Stentan*-Applikation bis 16 TnA (Unterschiede zwischen ARS und GF6m gegenüber oF nach Tukey-Test mit Signifikanzniveau gekennzeichnet; Originaldaten in Tab. 57 im Anhang)

Variante	n	Metolachlor	Terbutylazin	Pendimethalin
ohne Filterstreifen (oF)	39-40	5,05 ± 2,24	7,98 ± 2,7	587 ± 204
Ackerrandstreifen (ARS)	17	8,23 ± 4,81 ***	10,2 ± 3,83 *	730 ± 266 *
6 m Grasfilterstreifen (GF6m)	16	7,32 ± 2,12 ***	10,5 ± 2,70 **	622 ± 207

In den Abflusssuspensionen der Filterstreifenvarianten waren die K' -Werte als Maß für die Adsorptionsstärke im Vergleich zur Variante oF für alle Wirkstoffe tendenziell höher. Die durchschnittlichen K' -Werte von Metolachlor waren für beide untersuchten Filterstreifenvarianten gegenüber oF höchst signifikant erhöht. Auch für Terbutylazin wurden signifikant (ARS) bzw. hoch signifikant höhere Verteilungskoeffizienten (GF6m) festgestellt. Die geringsten Unterschiede zwischen oF und den Filterstreifen traten bei Pendimethalin auf; lediglich die Variante ARS wies dabei einen signifikant höheren Wert als oF auf. Zwischen den beiden Filterstreifenvarianten bestanden dagegen für alle Wirkstoffe keine signifikanten Unterschiede.

In allen Varianten wiesen die K' -Werte der einzelnen Wirkstoffe relativ große Schwankungsbreiten auf; dies kann nach TRUMAN et al. (1998b) u.a. auf die jeweilige Zusammensetzung des Sediments sowie die vorherrschende Form der Wirkstoffadsorption zurückzuführen sein. In der Variante GF12m konnte in den Zeiträumen bis 16 TnA für die einzelnen Wirkstoffe lediglich jeweils ein K' -Wert bestimmt werden; auch hier zeigten sich mit 10,1 (Metolachlor), 15,3 (Terbutylazin) und 640 $l \text{ kg}^{-1}$ (Pendimethalin) im Vergleich zu oF z.T. deutlich erhöhte Verteilungskoeffizienten. Die Ergebnisse verdeutlichen damit, daß die Wirkstoffe nach der Passage durch einen Vegetationsfilterstreifen tendenziell stärker adsorbiert wurden. Dies ist vermutlich auf selektive Filterprozesse zurückzuführen, da die Zusammensetzung des Sediments bei der Filterstreifenpassage deutlich verändert wurde (s. Tab. 14, S. 41).

4.4 Zusammenfassende Betrachtung des Sorptionsverhaltens

In Tab. 20 sind im Überblick die Freundlich-Parameter dargestellt, die für die einzelnen Wirkstoffe anhand der gelösten und adsorbierten Anteile in den Oberflächenabflußsuspensionen, den Bodenproben des Oberbodens (Tiefenstufen 0-10 und 10-30 cm zusammengefaßt) und im Laborversuch ermittelt wurden. Da nach der Wirkstoffapplikation mit zunehmender Zeit eher von einem Desorptionsgleichgewicht im Oberboden auszugehen ist, sind für den Laborversuch die Desorptionsergebnisse der Tiefenstufe 0-30 cm aufgeführt.

Tab. 20: Freundlich-Parameter der Wirkstoffverteilung von Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin in den Oberflächenabflußsuspensionen (alle Varianten) und der Bodenproben der Ackerfläche (0-10 und 10-30 cm) sowie der im Laborversuch ermittelten Desorptionsisothermen (0-30 cm)

Wirkstoff	Metolachlor		Terbutylazin		Pendimethalin	
	K_F	1/n	K_F	1/n	K_F	1/n
Abflußsuspensionen	38,6	0,565	28,9	0,649	383	1,00
Bodenproben (Feld)	15,1	0,728	12,6	0,831	372	0,934
Laborversuch	8,49	0,902	11,6	0,895	467	1,23

Für Metolachlor und Terbutylazin ergaben dabei die Ergebnisse der Abflußsuspensionen die höchsten K_F -Werte (in $\mu\text{g kg}^{-1}$ Boden bei $1 \mu\text{g l}^{-1}$ Lösungskonzentration). Metolachlor wies darüber hinaus auch für die Bodenproben des Feldversuchs einen höheren K_F -Wert als im Laborversuch auf. D.h. die Adsorptionsstärke nahm zumindest im unteren Konzentrationsbereich vom Laborversuch über die Bodenproben des Feldversuchs zu den Abflußsuspensionen zu. In ähnlicher Weise waren die Verteilungskoeffizienten von Metolachlor mit zunehmendem zeitlichen Abstand zur Applikation sehr stark angestiegen (vgl. Kap. 4.2, Tab. 22). Gerade bei niedrigen Konzentrationen, die in den Bodenproben des Feldversuchs wie in den Abflußsuspensionen zumeist längere Zeit nach der Ausbringung auftraten, waren daher relativ hohe Metolachlor-Anteile adsorbiert und die Desorption dieser Anteile stark eingeschränkt. Die ermittelten Beziehungen zwischen adsorbierten und gelösten Wirkstoffanteilen stellen somit bei den Abflußsuspensionen und den Bodenproben im Unterschied zum Laborversuch Sorptions-Abbauzeit-Isothermen dar. Dabei ist davon auszugehen, daß es im Feld aufgrund der stark schwankenden Feuchtegehalte in den obersten Bodenschichten und den damit verbundenen nacheinander ablaufenden Ad- und Desorptionsprozessen zu einer verstärkten Festlegung des Wirkstoffs kommt. Auch wurde die Verteilung der Wirkstoffanteile in den Oberflächenabflußsuspensionen bei den späteren Terminen durch den selektiven Transport und bei den Sedimentproben der Filterstreifenvarianten durch die selektive Filterung beeinflusst. Wie oben erläutert, führen

diese selektiven Prozesse dazu, daß die organische Substanz und Tonpartikel im ausgetragenen Sediment im Vergleich zum ursprünglichen Bodenmaterial und noch verstärkt im Sediment der Filterstreifenvarianten angereichert werden (AUERSWALD, 1992; AUERSWALD & HAIDER, 1992). Somit stand im ausgetragenen Sediment eine relativ höhere Anzahl von Adsorbenten zur Verfügung, da Metolachlor v.a. an organische Substanz sowie an Tonminerale gebunden wird (PETER & WEBER, 1985; CHESTERS et al., 1989; MILLER et al., 1997). Darüber hinaus herrschte in den Abflusssuspensionen mit mindestens 1:6,5 bis über 1:400 ein viel weiteres Boden:Lösungsverhältnis als in den Bodenproben des Feldversuchs und im Laborversuch (1:2,5); dies kann ebenfalls zu relativ höheren adsorbierten Anteilen beigetragen haben. Allerdings zeigten GOUY et al. (1999) für Diuron, daß vom Boden:Lösungsverhältnis nur ein geringer Einfluß auf die Wirkstoffverteilung zwischen gelöster und adsorbierter Phase ausgeht.

Die verschiedenen $1/n$ -Werte weisen allerdings darauf hin, daß sich das Verhältnis der einzelnen Metolachlor-Isothermen zueinander mit der Lösungskonzentration ändert. Entsprechend der $1/n$ -Werte hat die linearisierte Sorptionsisotherme der Abflusssuspensionen die geringste und die linearisierte Desorptionsisotherme im Laborversuch die höchste Steigung. Damit kehrt sich die Reihenfolge der Adsorptionsstärke bei hohen Konzentrationen um; so ergeben sich beispielsweise bei Lösungskonzentrationen von $1000 \mu\text{g l}^{-1}$ adsorbierte Metolachlor-Gehalte von $4.260 \mu\text{g kg}^{-1}$ im Laborversuch, $2.310 \mu\text{g kg}^{-1}$ für die Bodenproben des Feldversuchs und $1.910 \mu\text{g kg}^{-1}$ für die Feststoffe der Abflusssuspensionen. Die realen Konzentrationsbereiche der Isothermen sind dabei teilweise sehr unterschiedlich (s. Anhang, Tab. 50 und 51), wobei die Schnittpunkte der Isothermen jeweils oberhalb des niedrigeren Konzentrationsbereichs liegen. Da die Parameter der Isothermen lediglich für die untersuchten Konzentrationsbereiche gültig sind (DAO et al., 1982), ist dieser Vergleich für die hohen Konzentrationen nur von bedingter Aussagekraft.

Für Terbutylazin weisen die Sorptionsisothermen der Bodenproben des Feldversuchs und des Laborversuchs vergleichsweise geringe Unterschiede zwischen den jeweiligen K_F - und $1/n$ -Werten auf. Daher ist davon auszugehen, daß Terbutylazin im untersuchten Konzentrationsbereich jeweils in ähnlichem Maße adsorbiert wurde. Dies ist darauf zurückzuführen, daß die Bindungsstärke von Terbutylazin im Unterschied zu Metolachlor mit zunehmendem zeitlichen Abstand zur Applikation nur wenig zunimmt (vgl. Kap. 4.2). Im unteren Konzentrationsbereich der Abflusssuspensionen ergibt sich dagegen in ähnlicher Weise wie bei Metolachlor ein sehr viel höherer K_F -Wert als für die Bodenproben des Feldversuchs und des Laborversuchs (Tab. 20). Aufgrund des niedrigeren $1/n$ -Wertes ist aber auch bei Terbutylazin die Sorptionsneigung im hohen Konzentrationsbereich der Abflusssuspensionen geringer. Im Vergleich zu Metolachlor wurden im Laborversuch höhere Terbutylazin-Anteile

adsorbiert. Im Bereich hoher Lösungskonzentrationen traf das auch auf die Bodenproben des Feldversuchs und die Abflusssuspensionen zu. Niedrige Konzentrationen, die mit größerem Abstand zum Applikationszeitpunkt auftraten, waren dagegen mit einer stärkeren Festlegung von Metolachlor als von Terbuthylazin verbunden.

Im Unterschied zu den anderen beiden Wirkstoffen deutet sich anhand der K_F -Werte (Tab. 20) für Pendimethalin im Laborversuch eine stärkere Festlegung als bei den Bodenproben des Feldversuchs und den Abflusssuspensionen an. Dies ist möglicherweise auf die sehr intensive Durchmischung der Lösung und des Bodenmaterials während der 16-stündigen Schüttelzeit zurückzuführen, durch die sich die Zugänglichkeit zu Bindungsplätzen erhöhte. Generell wurde Pendimethalin sehr viel stärker als die anderen beiden Wirkstoffe adsorbiert. Dabei findet - im Gegensatz zu Metolachlor und Terbuthylazin - entweder keine verstärkte Adsorption und Festlegung von Pendimethalin mit zunehmender Zeit seit der Applikation statt, oder sie ist bei den insgesamt sehr hohen K_F -Werten für Pendimethalin analytisch mit den hier verwendeten Methoden nicht nachweisbar.

5 Rückstandsgehalte der ausgebrachten Wirkstoffe

Die Rückstandsgehalte in Böden stellen den Pool für mögliche Herbizidausträge über die Oberflächenabflusssuspensionen und den Zwischenabfluß dar; sie sind damit eine prägende Größe für den Wirkstoffaustrag. Im folgenden wird zunächst das Abbauverhalten - entsprechend der unter Kap. 2.6.2 angegebenen Definition - der Wirkstoffe Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin in den obersten 10 cm des Bodens der Ackerfläche beschrieben (Kap. 5.1). Anschließend wird das Verlagerungsverhalten der einzelnen Wirkstoffe in die Tiefe (Kap. 5.2.1) und entlang des Hanges (Kap. 5.2.2) dargestellt. In Kap. 5.3 folgt eine Beschreibung der Gehalte, die in den Böden der Grasfilterstreifen auftraten. Eine zusammenfassende Betrachtung der Wirkstoffgehalte auf der Versuchsfläche erfolgt in Kap. 5.4.

5.1 Wirkstoffgehalte im Oberboden der Ackerfläche

Die Rückstandsgehalte in den obersten Zentimetern der Ackerfläche üben einen großen Einfluß auf den Wirkstoffaustrag mit der Oberflächenabflusssuspension in gelöster und adsorbierter Form aus. Um die Veränderungen dieser Wirkstoffvorräte im Zeitverlauf charakterisieren zu können, wurde die Abnahme von Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin im Anschluß an die *Stentan*-Applikationen 1998 und 1999 für die Tiefenstufe 0-10 cm anhand von Exponentialfunktionen beschrieben (s. Kap. 2.6.2). Die Abnahme der Wirkstoffgehalte ist dabei auf mehrere parallel stattfindende Prozesse zurückzuführen. Neben dem eigentlichen Abbau, der vor allem mikrobiologisch, aber auch chemisch und photolytisch erfolgen kann, können dabei insbesondere Verlagerungs- und Festlegungsvorgänge entscheidend sein (PAWLIZKI & KÖNIGER, 1986; PESTEMER & NORDMEYER, 1990; DENKLER, 1994; HANCE & FÜHR, 1994; KLIMSA, 1996). Im folgenden werden jedoch alle Prozesse, die zu einer Verminderung der extrahierbaren Wirkstoffgehalte führten, unter dem Begriff "Abbau" oder "Gehaltsabnahme" zusammengefaßt.

Metolachlor

In Abb. 14 (S. 65) sind die Gehalte von Metolachlor in den obersten 10 cm der Ackerfläche in Abhängigkeit von der Zeit nach der Applikation in den Jahren 1998 und 1999 dargestellt. Zwei Tage nach der Applikation wurden dabei durchschnittlich $911 \mu\text{g kg}^{-1}$ (1998) und $939 \mu\text{g kg}^{-1}$ (1999) festgestellt (s. auch Tab. 22, S. 72); diese Gehalte entsprechen 89,9 bzw. 84,2 % der Applikationsmengen. Der Metolachlor-Gehalt verringerte sich von Ende Mai 1998 bis Anfang März 1999 im Laufe von ca. neuneneinhalb Monaten (288 TnA) auf $76,3 \mu\text{g kg}^{-1}$. 1999 fand die letzte Probenahme 126 Tage nach der erneuten Applikation im Mai statt; der Gehalt betrug zu diesem Zeitpunkt noch $208 \mu\text{g kg}^{-1}$. Um festzustellen, ob der Abbau bzw. die Gehaltsabnahme von Metolachlor in den Versuchsjahren 1998 und 1999 mit der gleichen Rate erfolgte,

wurde die Abnahme der Gehalte für jedes Versuchsjahr einzeln anhand von Exponentialfunktionen erster Ordnung beschrieben (s. Anhang, Tab. 53). Da sich nur geringe Unterschiede ergaben, schien es gerechtfertigt, für beide Jahre von einer ähnlichen Abbaurrate von Metolachlor auszugehen. Die Ergebnisse beider Jahre wurden daher zusammengefaßt und die Gehaltsabnahme von Metolachlor anhand dieses gemeinsamen Probenkollektives beschrieben. Dabei wurde einerseits wiederum eine einfache Exponentialfunktion erster Ordnung angepaßt, andererseits eine aus zwei addierten Exponentialfunktionen erster Ordnung bestehende gekoppelte Funktion (Abb. 14). Derart gekoppelte Funktionen bieten den Vorteil, unterschiedliche Abbauraten, die im Zeitverlauf nach der Applikation auftreten können, besser abzubilden (DENKLER, 1994; KLIMSA, 1996; PÄTZOLD, 1998).

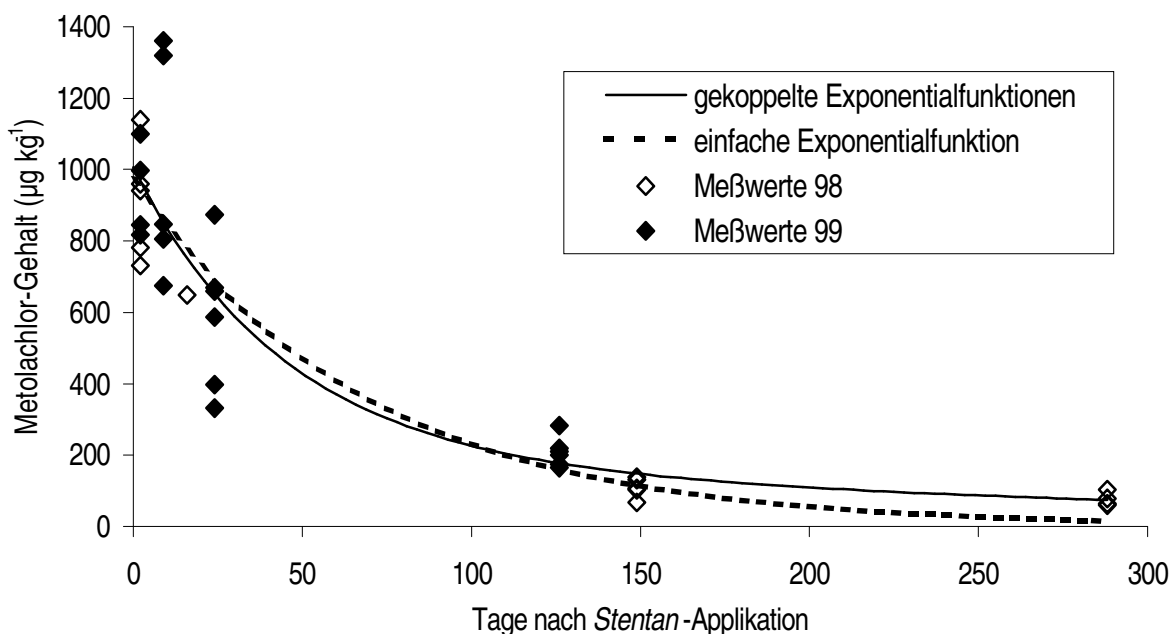


Abb. 14: Extrahierbare Metolachlor-Gehalte im Oberboden (0-10 cm) der Ackerfläche im Anschluß an die Applikationen am 25.05.1998 und 24.05.1999 sowie Darstellung des Wirkstoffabbaus über eine einfache ($C_{TnA} = 970 \mu\text{g kg}^{-1} * e^{-0,0143 * TnA}$; $r^2 = 0,825$) und zwei gekoppelte Exponentialfunktionen ($C_{TnA} = 797 \mu\text{g kg}^{-1} * e^{-0,0229 * TnA} + 210 \mu\text{g kg}^{-1} * e^{-0,00364 * TnA}$; $r^2 = 0,832$; $n = 36$; Originaldaten in Tab. 52, Anhang)

Für den Metolachlor-Abbau gewährleisteten die gekoppelten Funktionen mit einem Bestimmtheitsmaß von $r^2 = 0,832$ eine etwas genauere Anpassung an die Felddaten als die einfache Funktion; im Verlauf der beiden Kurven ergeben sich insgesamt nur geringe Unterschiede. Daher ist davon auszugehen, daß die Gehaltsabnahme von Metolachlor weitgehend einer einfachen Kinetik erster Ordnung folgt. Diese Kinetik beschreibt typischerweise chemische oder cometabolische Abbauprozesse; letztere

erfolgen dabei ohne direkte Nutzung des Wirkstoffs im Mikroorganismenstoffwechsel (HURLE, 1981; MULL & NORDMEYER, 1995). Laut CHESTERS et al. (1989) stellt der mikrobielle Abbau den Hauptpfad für die Verminderung des Metolachlor-Gehalts dar. Zahlreiche Untersuchungen belegen, daß der Abbau von Metolachlor vorwiegend cometabolisch erfolgt (KRAUSE et al., 1985; BRAVERMAN et al., 1986; LIU et al. (1991); MILLER et al., 1997). Vermutlich wurde Metolachlor somit auch nach den vorliegenden Ergebnissen vor allem cometabolisch abgebaut. Die anhand der Daten des Feldversuchs mittels einfacher und gekoppelter Exponentialfunktion errechneten Ausgangsgehalte betragen $970 \mu\text{g kg}^{-1}$ bzw. $1.007 \mu\text{g kg}^{-1}$ (s. Tab. 21, S. 69). Beide Funktionen führen damit zu etwas niedrigeren Ausgangsgehalten als es den Applikationsmengen in 1998 ($1.015 \mu\text{g kg}^{-1}$) und 1999 ($1.115 \mu\text{g kg}^{-1}$) entspricht. Deutlichere Unterschiede zwischen den Kurvenverläufen ergeben sich in erster Linie mit größerem zeitlichen Abstand zur Applikation. Vor allem der späteste Termin - 288 TnA 1998 mit durchschnittlich $76,3 \mu\text{g kg}^{-1}$ - wird dabei durch die gekoppelte Funktion besser abgebildet; ein rechnerischer Gehalt von $74,7 \mu\text{g kg}^{-1}$ steht dabei $15,8 \mu\text{g kg}^{-1}$ als Ergebnis der einfachen Exponentialfunktion gegenüber.

Terbuthylazin

Auch für Terbuthylazin zeigten sich zwischen den beiden Versuchsjahren 1998 und 1999 nur geringe Unterschiede im Abbauverhalten (s. Anhang, Tab. 53). Die durchschnittlichen Gehalte am ersten Probenahmetermin - jeweils zwei Tage nach den Applikationen - betragen dabei 1998 $458 \mu\text{g kg}^{-1}$ und 1999 $439 \mu\text{g kg}^{-1}$ (Abb. 15, S. 67; s. auch Tab. 23, S. 74).

Der Abbauverlauf von Terbuthylazin wird durch die beiden Funktionen - einfach und gekoppelt - sehr unterschiedlich dargestellt. Die Applikationsmengen in Höhe von $542 \mu\text{g kg}^{-1}$ (1998) bzw. $477 \mu\text{g kg}^{-1}$ (1999) werden dabei mit einer Ausgangskonzentration von $501 \mu\text{g kg}^{-1}$ durch die gekoppelte Funktion genauer abgebildet als durch die einfache ($C_0 = 415 \mu\text{g kg}^{-1}$). Die gekoppelte Funktion ergibt einen zunächst viel rascheren Terbuthylazin-Abbau, während im späteren Verlauf die Gehalte in deutlich geringerem Maße abnehmen als bei der einfachen Exponentialfunktion und daher ab dem 99. Tag nach der Applikation auf einem höheren Niveau verbleiben. In einer Untersuchung von DIBBERN & PESTEMER (1992) wurde für Terbuthylazin eine besonders ausgeprägte Abnahme kurz nach der Applikation festgestellt, wie es dem Verlauf der gekoppelten Abbaufunktion in der durchgeführten Untersuchung entspricht. Der 288 Tage nach der Applikation gemessene durchschnittliche Terbuthylazin-Gehalt von $33,1 \mu\text{g kg}^{-1}$ wird dabei durch die gekoppelte Funktion mit $51,4 \mu\text{g kg}^{-1}$ überschätzt; während die einfache Funktion mit $11,3 \mu\text{g kg}^{-1}$ einen deutlich niedrigeren Wert ergibt.

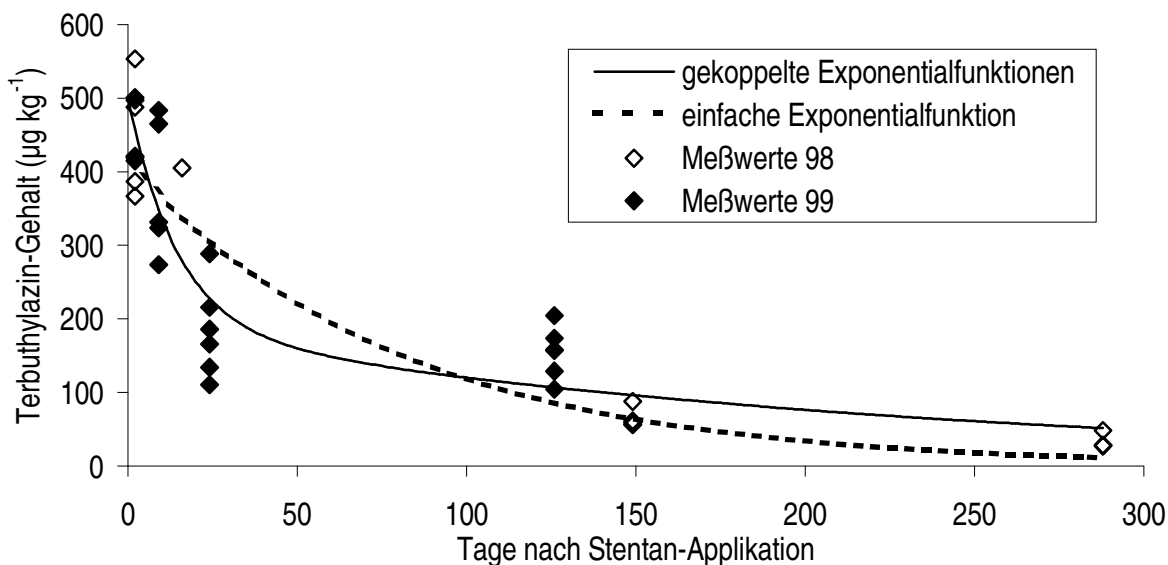


Abb. 15: Extrahierbare Terbuthylazin-Gehalte im Oberboden (0-10 cm) der Ackerfläche im Anschluß an die Applikationen am 25.05.1998 und 24.05.1999 sowie Darstellung des Wirkstoffabbaus über eine einfache ($C_{TnA} = 415 \mu\text{g kg}^{-1} * e^{-0,0125 * TnA}$; $r^2 = 0,762$) und zwei gekoppelte Exponentialfunktionen ($C_{TnA} = 313 \mu\text{g kg}^{-1} * e^{-0,0691 * TnA} + 188 \mu\text{g kg}^{-1} * e^{-0,00450 * TnA}$; $r^2 = 0,854$; $n = 36$; Originaldaten in Tab. 52, Anhang)

Pendimethalin

Auch die Abnahme der Pendimethalin-Gehalte in der Tiefenstufe 0-10 cm wird für die Applikationsjahre 1998 und 1999 gemeinsam betrachtet, da sich - wie für Metolachlor und Terbuthylazin - nur geringe Unterschiede in der Abbaudynamik ergaben (s. Anhang, Tab. 53). Die Gesamtgehalte der jeweils ersten Probenahmeterminen zwei Tage nach den Applikationen weisen dabei für Pendimethalin mit $454 \mu\text{g kg}^{-1}$ in 1998 und $575 \mu\text{g kg}^{-1}$ in 1999 deutliche Unterschiede auf (Abb. 16, S. 68; s. auch Tab. 24, S. 76). Für 1998 ist dabei von einem - vermutlich durch eine ungleichmäßige Ausbringung bedingten - Unterbefund auszugehen, da der ermittelte Wert lediglich 63 % der Applikationsmenge entspricht. Innerhalb von zwei Tagen ist dabei nicht von einem derartig ausgeprägten Abbau auszugehen. Auch scheint es trotz der großen Adsorptionsneigung von Pendimethalin wenig plausibel, daß eine Festlegung in nicht extrahierbarer Form in diesem Ausmaß stattgefunden hat. Auch wurde am folgenden Probenahmetermin - 16 Tage nach der Applikation 1998 - mit $513 \mu\text{g kg}^{-1}$ ein deutlich höherer Wert festgestellt. Laut VISCHETTI et al. (2001) können derartige Inhomogenitäten bei der Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln innerhalb einer Fläche zu unterschiedlichen Wirkstoffgehalten mit Variationskoeffizienten bis zu 60 % führen.

Die Verminderung der Pendimethalin-Gehalte kann durch vielfältige Prozesse erfolgen. Laut FRIMMEL et al. (1997) kommen Verlusten durch Volatilisierung eine

vergleichsweise große Bedeutung zu. Wie andere Dinitroanilide, wird Pendimethalin zudem photolytisch abgebaut (PANDIT et al., 1995; TSIROPOLOUS & MILIADIS, 1998). Daneben erfolgt der Abbau von Pendimethalin auf chemischem und mikrobiellem Wege (PERKOW, 1988; SINGH & KULSHRESTHA, 1991). Laut NELSON et al. (1983) führt die Mikroorganismen-tätigkeit bei einem mikrobiellen Abbau weniger zu einer Mineralisierung von Pendimethalin als zu einer Festlegung in Form gebundener Rückstände.

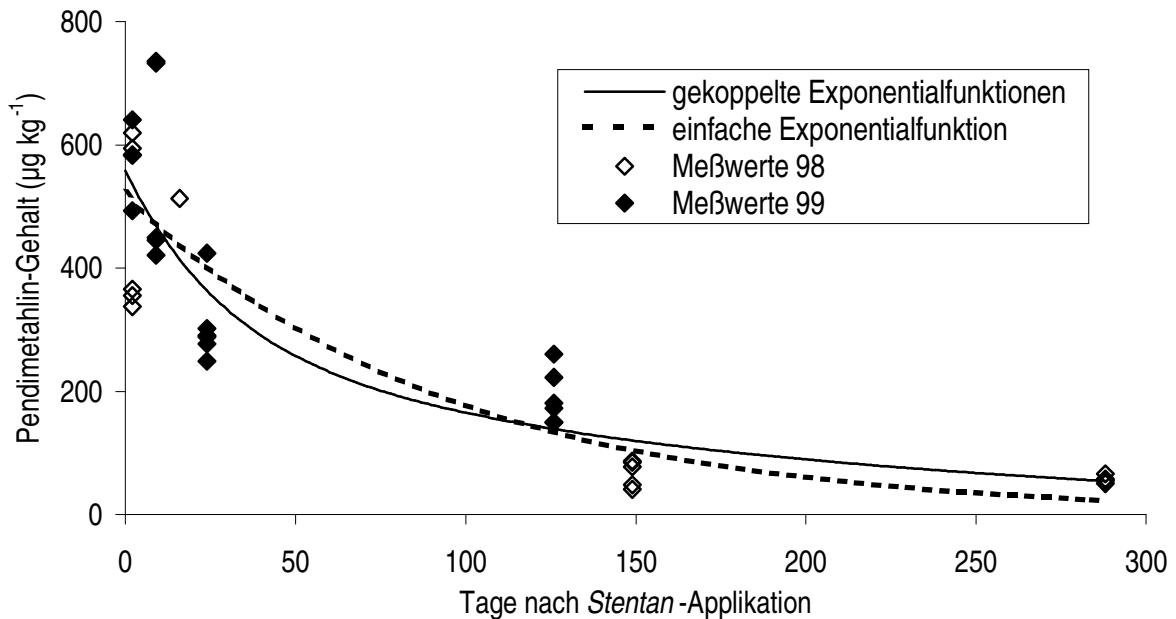


Abb. 16: Extrahierbare Pendimethalin-Gehalte im Oberboden (0-10 cm) der Ackerfläche im Anschluß an die Applikationen am 25.05.1998 und 24.05.1999 sowie Darstellung des Wirkstoffabbaus über eine einfache ($C_{TnA} = 522 \mu\text{g kg}^{-1} * e^{-0,0108 * TnA}$; $r^2 = 0,759$) und zwei gekoppelte Exponentialfunktionen ($C_{TnA} = 284 \mu\text{g kg}^{-1} * e^{-0,0346 * TnA} + 274 \mu\text{g kg}^{-1} * e^{-0,00562 * TnA}$; $r^2 = 0,772$; $n = 36$; Originaldaten in Tab. 52, Anhang)

Der Abbau von Dinitronaniliden erfolgt kurz nach der Applikation zunächst sehr rasch und geht dann in eine langsamere Phase über (SAVAGE & JORDAN, 1980; DOMSCH, 1992). Dementsprechend wurde die Abbaukinetik in der vorliegenden Untersuchung durch die einfache und die gekoppelte Exponentialfunktionen unterschiedlich beschrieben. Die gekoppelte Exponentialfunktion weist dabei mit 0,772 einen etwas höheren r^2 -Wert auf. Sie ergibt, ähnlich wie bei Terbutylazin, eine zunächst schnellere Wirkstoffabnahme, aufgrund derer die Kurve zwischen dem 8. und 119. TnA unterhalb der der einfachen Exponentialfunktion verläuft. Im späteren Verlauf ergeben sich dagegen durch die gekoppelte Funktion höhere Gehalte; dabei wird v.a. das Ergebnis der Feldproben des letzten Probenahmetermins (288 TnA 1998) von $57,2 \mu\text{g kg}^{-1}$ mit $54,3 \mu\text{g kg}^{-1}$ vergleichsweise genau abgebildet.

DT₅₀- und DT₉₀-Werte der verschiedenen Wirkstoffe

Anhand von DT-Werten läßt sich die Abbaugeschwindigkeit der in unterschiedlichen Mengen ausgebrachten Wirkstoffe vergleichen; DT (disappearance time) steht für den Zeitraum, innerhalb dessen ein bestimmter prozentualer Anteil - beispielsweise 50 oder 90 % - der ausgebrachten Wirkstoffmenge abgebaut wurde (MULL & NORD-MEYER, 1995). Unter Berücksichtigung einer Abbaukinetik erster Ordnung ergeben sich für Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin DT₅₀-Werte von 48, 55 bzw. 64 Tagen (Tab. 21). In einem Labor-Abbauversuch (Temperatur und Bodenfeuchte konstant bei 20 °C bzw. 40 % Wasserkapazität), der mit den selben Herbiziden und mit Oberbodenmaterial der Versuchsfläche in Velbert-Neviges von PÄTZOLD & BRÜMMER (2003) durchgeführt wurde, ergaben sich etwas andere Werte.

Tab. 21: Ausgangsgehalte und Dauer der Wirkstoffabnahme von Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin im Oberboden (0-10 cm) der Ackerfläche bei Anpassung der Messwerte von 1998 und 1999 mit einfachen ($C_{TnA} = C_0 \cdot e^{-k \cdot TnA}$) sowie gekoppelten Exponentialfunktionen ($C_{TnA} = C_0 \cdot e^{-k \cdot TnA} + C_0' \cdot e^{-k' \cdot TnA}$)

Wirkstoff	Funktionstyp	Ausgangsgehalt ($\mu\text{g kg}^{-1}$)	Wirkstoffabnahme	
			DT ₅₀ (Tage)	DT ₉₀ (Tage)
Metolachlor	einfach	970	48	161
	gekoppelt	1007	40	217
Terbutylazin	einfach	415	55	184
	gekoppelt	501	20	294
Pendimethalin	einfach	522	64	213
	gekoppelt	558	43	283

Der Zeitraum, in dem die Hälfte der applizierten Wirkstoffmenge abgebaut wurde, war unter Laborbedingungen für Metolachlor (20 Tage) deutlich und für Terbutylazin (48 Tage) etwas niedriger als im Feldversuch; für Pendimethalin wurde im Laborversuch mit 97 Tagen ein höherer DT₅₀-Wert festgestellt. Laut ZIMDAHL & CLARK (1982) sowie DOMSCH (1992) wird die Abbaugeschwindigkeit von Metolachlor stark vom Bodenwassergehalt beeinflußt. Der schnellere Metolachlor-Abbau im Laborversuch ist daher vermutlich auf den konstanten und vergleichsweise hohen Bodenfeuchtegehalt zurückzuführen. Da die Inkubation während des Laborversuchs im Dunkeln erfolgte (PÄTZOLD, 2002), war der Lichteinfall deutlich geringer als auf der Versuchsfläche. Die auf der Ackerfläche im Vergleich zum Laborversuch schnellere Abnahme von Pendimethalin könnte daher z.T. auf einen stärkeren photolytischen Abbau zurückzuführen sein. Darüber hinaus wird der Abbau von Pendimethalin durch wechselfeuchte Bedingungen begünstigt (BARRETT & LAVY, 1983), was ebenfalls zu dem niedrigeren DT₅₀ unter Feldbedingungen beigetragen haben kann.

Unter Verwendung der gekoppelten Exponentialfunktionen zur Beschreibung der Abbaukinetik im Feldversuch ergeben sich im Vergleich zur einfachen Exponentialfunktion andere DT_{50} -Werte. Während für Metolachlor die Differenz beim DT_{50} -Wert nur gering ist, sind die DT_{50} -Werte von Terbuthylazin und Pendimethalin mit 20 bzw. 43 Tagen deutlich niedriger. Bei allen Wirkstoffen ist aber der Zeitraum, der für einen 90%-igen Abbau benötigt wird, deutlich verlängert. Mit DT_{50} -Werten von weniger als drei Monaten sind dabei alle drei Wirkstoffe nur in geringem Maße persistent (PESTEMER, 1985).

5.2 Verlagerungsverhalten der einzelnen Wirkstoffe in den Ackerböden

Eine Stoffverlagerung kann auf hängigen Flächen sowohl vertikal als auch lateral erfolgen, wobei ein Transport entlang des Hanggefälles mit Oberflächenabfluß wie auch mit dem Zwischenabfluß auftreten kann (ERPENBECK, 1987). Laut BRÜMMER et al. (1994) können Pflanzenschutzmittelwirkstoffe dabei in Böden mit der Bodenlösung gelöst, aber auch an wasserlösliche organische Bodensubstanzen sorbiert transportiert werden. Die Mobilität von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen wird v.a. von ihren physikalisch-chemischen Eigenschaften bzw. von ihrer Löslichkeit, Adsorbierbarkeit und Persistenz bestimmt (PESTEMER & NORDMEYER, 1990; BRÜMMER et al., 1994). Aber auch die Bodenfeuchte bei der Applikation sowie die anschließende Niederschlagsmenge, -intensität und -verteilung sind prägende Größen für das Ausmaß des Stofftransportes (BAIER et al., 1985; FÜHR et al., 1991). Zudem beeinflusst der Wasserbedarf der jeweiligen Kultur die Wasserbewegung und damit die Verlagerung von Stoffen (HURLE & SCHEUNERT, 1997). Die dem Stofftransport zugrundeliegenden Wasserflüsse können dabei konvektiv-dispersive, stochastisch-konvektive und präferentielle Flüsse sein (JURY & FLÜHLER, 1992). Der konvektiv-dispersive Fluß ist durch chromatographischen Transport gekennzeichnet, wobei es aufgrund einer ausgeprägten lateralen Dispersion zu einer in Bezug auf die Fläche weitgehend gleichen Stoffverteilung in einer bestimmten Tiefe kommt. Der im ungesättigten Boden auftretende stochastisch-konvektive Fluß führt durch kleinskalige Heterogenitäten in der Bodenmatrix zum sogenannten "Fingering", das Ungleichheiten in der Stoffverteilung in einer bestimmten Tiefe zur Folge hat. Beim präferentiellen Fluß tritt die Bedeutung der Dispersion innerhalb einer bestimmten Tiefe stark zurück. Durch den Transport in bevorzugten Fließwegen kann eine schnelle Stoffverlagerung bis in größere Tiefen erfolgen. Im folgenden sind zunächst die Tiefenverteilungen (Kap. 5.2.1) und die Gehalte entlang des Hanggefälles Kap. 5.2.2 von Metolachlor, Terbuthylazin und Pendimethalin in den Böden der Ackerfläche für die Applikationsjahre 1998 und 1999 dargestellt. In Kap. 5.3 folgt eine Beschreibung der in den Filterstreifen ermittelten Gehalte.

5.2.1 Tiefenverteilung

Metolachlor

Metolachlor wird im allgemeinen als Wirkstoff mit mittlerer bis hoher Mobilität eingestuft (DÜRING, 1996); auch wurde die Auswaschung mehrfach als der neben dem biologischen Abbau wichtigste Prozeß bei der Metolachlor-Abnahme im Boden beschrieben (BRAVERMAN et al., 1986; MOTE et al., 1990). Im Rahmen des Feldversuchs in Velbert-Nevigens wurden 1998 bereits 2 TnA im Vergleich zum jeweils vorherigen Probenahmetermin in allen Tiefenstufen erhöhte Gehalte festgestellt (Tab. 22, S. 72). 1998 wurde Metolachlor wahrscheinlich durch präferentiellen Fluß in Makroporen in die Tiefe verlagert, da zwischen Applikation und Probenahme insgesamt 18,2 mm Niederschlag auftraten. Mit "Makroporen" sind hierbei allgemein Bodenbereiche gemeint, in denen der Geschwindigkeitsgradient des Wassers deutlich höher als in der umgebenden Bodenmatrix ist (LUA NRW, 1997). Eine ähnliche Verlagerung durch präferenziellen Fluß im ungesättigten Boden beschreiben PÄTZOLD & BRÜMMER (1997) für den Wirkstoff Diuron. MULL & NORDMEYER (1995) betonen ebenfalls die Bedeutung des Transportes durch Makroporen für die Wirkstoffverlagerung in die Tiefe; auch deuten zahlreiche Untersuchungen darauf hin, daß der präferentielle Fluß ein üblicherweise in Lehm- und Tonböden auftretendes Phänomen darstellt (FLURY, 1996).

Wie in Kap. 5.1 erläutert, nahmen die extrahierbaren Metolachlor-Gehalte in der Tiefenstufe 0-10 cm im weiteren Verlauf in beiden Applikationsjahren ab. So wurden 1998 149 TnA in 0-10 cm Tiefe $109 \mu\text{g kg}^{-1}$ festgestellt; am 288. TnA betrug der Metolachlor-Gehalt in dieser Tiefenstufe $76,3 \mu\text{g kg}^{-1}$. In 10-30 cm Tiefe traten 1998 zwischen den Terminen 16 TnA und 288 TnA nur geringe Veränderungen im Metolachlor-Gehalt auf; in den Tiefenstufen 30-60 und v.a. 60-90 cm nahmen die Gehalte dagegen zu. Bei einem Mittelwertvergleich der einzelnen Termine (16, 149 und 288 TnA) mit dem jeweils darauffolgenden war diese Zunahme statistisch nicht nachweisbar (s. Tab. 22); ein Vergleich der Termine 16 und 288 TnA ergab jedoch eine signifikante Zunahme in 60-90 cm Tiefe. Diese ausgeprägte Tiefenverlagerung von Metolachlor bis in 60-90 cm ist dabei auf sehr hohe Niederschlagsmengen zurückzuführen. Zwischen der Applikation 1998 und dem 149. TnA fielen 773 mm und bis zum 288. TnA noch weitere 524 mm.

Auch im Versuchsjahr 1999 traten 2 TnA in allen Tiefenstufen höhere Gehalte als beim jeweils vorherigen Probenahmetermin auf (in 30-60 und 60-90 cm Tiefe höhere Gehalt als 288 TnA 1998). Diese erhöhten Gehalte im Unterboden sind jedoch nur schwer erklärbar, da bis 2 TnA kein Niederschlag auftrat. Aufgrund der auch vor der Applikation sehr geringen Niederschläge war die Bodenoberfläche zu diesem Termin nicht verschlämmt und der Boden in den obersten Zentimeter zudem stark ausgetrocknet. Deshalb war es nicht immer zu vermeiden, daß ein Abbröckeln von Bodenmaterial während der Probenahme stattfand. Dabei können Bodenpartikel aus

dem obersten Krümmenbereich - und somit aus dem direkten Applikationsbereich - extrem hohe Gehalte aufweisen und so in vergleichsweise geringer Menge zu erhöhten Gehalten in den Proben der tiefergelegenen Probenahmestufen führen. Auch ein Versickern der Spitzbrühe in den Makroporen des ausgetrockneten Bodens mit hydrophoben Wänden könnte die erhöhten Werte in den unteren Tiefenstufen erklären.

Tab. 22: Durchschnittliche extrahierbare Metolachlor-Gehalte auf der Ackerfläche in den Tiefenstufen 0-10, 10-30, 30-60 und 60-90 cm im Anschluß an die Applikationen am 25.05.1998 und 24.05.1999 (TvA, TnA = Tage vor bzw. nach Applikation, n.u. = nicht untersucht, n.b. = nicht bestimmbar; Mittelwerte aus bis zu 6 Mischproben mit Standardabweichung; Unterschiede zum vorherigen Termin nach T-Test für gepaarte Variablen mit Signifikanzniveau gekennzeichnet)

Tiefenstufe (in cm)	Extrahierbarer Metolachlor-Gehalt (in $\mu\text{g kg}^{-1}$)				
	4 TvA 1998 ¹⁾	2 TnA 1998	16 TnA 1998	149 TnA 1998	288 TnA 1998
0-10	18,1 ± 12,6	911 ± 162 ***	649 ²⁾	109 ± 28,1 ²⁾	76,3 ± 20,0 ***
10-30	20,8 ± 12,4	171 ± 181	63,1 ± 42,9	64,1 ± 11,0	55,9 ± 20,6
30-60	2,47 ± 1,21	52,5 ± 25,1 **	30,4 ± 11,1	42,8 ± 28,8	48,2 ± 16,8
60-90	11,8 ± 7,07	39,6 ± 13,4	13,5 ± 11,8 *	31,5 ± 19,9	44,3 ± 18,3
	13 TvA 1999	2 TnA 1999	9 TnA 1999	24 TnA 1999	126 TnA 1999
0-10	6,83 ± 5,04 ** ⁴⁾	939 ± 133 ***	1000 ± 317	587 ± 197	208 ± 42,4 **
10-30	21,6 ± 4,27 ** ⁴⁾	26,9 ± 13,0	40,8 ± 33,2	17,4 ± 10,9	12,2 ± 4,55
30-60	n.u.	103 ± 35,6 *** ⁴⁾	52,0 ± 43,9	18,3 ± 11,7	5,02 ± 4,85 *
60-90	n.u.	68,2 ± 27,7	38,4 ± 29,5 *	15,6 ± 9,62	n.b. * ³⁾

¹⁾ für die Tiefenstufen 0-10, 10-30 und 30-60 cm; für Tiefenstufe 60-90 cm: 122 TvA

²⁾ T-Test nicht durchführbar, keine Parallelen für den 16 TnA 1998

³⁾ T-Test mit Nachweisgrenze ($1,67 \mu\text{g kg}^{-1}$) bei nicht bestimmbar bzw. halber Nachweisgrenze bei nicht nachweisbaren Gehalten durchgeführt

⁴⁾ Signifikante Unterschiede gegenüber 288 TnA 1998

Ähnlich wie 1998 nahmen die Metolachlor-Gehalte 1999 in der Tiefenstufe 0-10 cm im weiteren Verlauf der Vegetationsperiode tendenziell ab. Eine Ausnahme stellt der Termin 9 TnA 1999 dar, für den im Vergleich zu 2 TnA erhöhte Werte festgestellt wurden. Dabei ist zu beachten, daß die dargestellten Gehalte Mittelwerte von Proben sind, die in verschiedenen Positionen entlang des Hanggefälles entnommen wurden (s. Abb. 1, S. 11). In den oberen beiden Hangpositionen war die Probenahme am 9. TnA 1999 vor einem Oberflächenabflußereignis erfolgt. In der unteren Hangposition, d.h. in 77 m Entfernung vom oberen Ackerrand, wurden die Proben jedoch im Anschluß an das Ereignis entnommen. Die Gehalte waren dabei am mittleren Hang

deutlich höher als in den oberen Hangpositionen (vgl. Anhang, Tab. 52). Somit ist der im Vergleich zum 2. TnA erhöhte Gehalt auf eine laterale Wirkstoffverlagerung zurückzuführen (vgl. Kap. 5.2.2). Die tendenzielle Abnahme von Metolachlor in den obersten 10 cm war während der Vegetationsperiode 1999 etwas weniger ausgeprägt als 1998. So wurde 1999 am 126. TnA in 0-10 cm Tiefe mit $208 \mu\text{g kg}^{-1}$ ein ca. doppelt so hoher Metolachlor-Gehalt wie 1998 am 149. TnA ($109 \mu\text{g kg}^{-1}$) festgestellt. Die Niederschlagssumme für die Zeit von der Applikation 1999 bis zum 126. TnA betrug lediglich 204 mm, so daß der Wirkstoffaustrag aus den obersten 10 cm vermutlich in geringerem Maße als 1998 erfolgte. Dementsprechend wurden unterhalb der obersten 10 cm zumeist niedrigere Gehalte als 1998 ermittelt. Auch zeigte sich 1999 in den Tiefenstufen 10-30, 30-60 und 60-90 cm eine Abnahme in der Zeit vom 9. bis zum 126. TnA; für den letzten Probenahmetermin war Metolachlor in 60-90 cm Tiefe nicht mehr nachweisbar. Im Anschluß an die Applikation 1999 wurde Metolachlor also in sehr viel geringerem Maße als in 1998 verlagert.

Terbuthylazin

Terbuthylazin gilt im allgemeinen als Wirkstoff mit geringer bis mäßiger Mobilität (BAIER et al., 1985; DÜRING, 1996). GEISELHART (1994) geht jedoch aufgrund seiner Untersuchungen zur Mobilität davon aus, daß die von Terbuthylazin ausgehende Grundwassergefährdung höher ist, als zumeist angenommen wird. Auf der Versuchsfläche in Velbert-Nevigis wurden 1998 für den Termin 2 TnA Terbuthylazin-Gehalte in den verschiedenen Bodentiefen ermittelt, die auf eine Verlagerung über Makroporenfluß hindeuten (Tab. 23, S. 74). Die Gehalte in den Tiefenstufen 10-30, 30-60 und 60-90 cm waren dabei im Vergleich zum vorherigen Probenahmetermin in ähnlichem Maße erhöht wie bei Metolachlor. Bei dem Vergleich der Gehalte beider Herbizide sind deren unterschiedliche Applikationsmengen zu berücksichtigen. Zu entsprechenden Ergebnissen kamen auch RIESS et al. (1995), die Makroporenfluß als einen der wichtigsten Austragspfade von Terbuthylazin unmittelbar nach der Applikation bezeichnen. GASS et al. (1997) wiesen ebenfalls eine stellenweise schnelle vertikale Verlagerung von Terbuthylazin durch Infiltration in Grobporen nach.

Im weiteren Verlauf des Jahres 1998 nahmen die Gehalte in allen Tiefenstufen ab. So wurden am 16. TnA in 0-10 cm Tiefe 405 und in 10-30 cm Tiefe $33,6 \mu\text{g kg}^{-1}$ Terbuthylazin festgestellt, während der Gehalt im Unterboden (30-60 und 60-90 cm Tiefe) weniger als $10 \mu\text{g kg}^{-1}$ betrug. Bei einer deutlichen Abnahme in der obersten Tiefenstufe auf $64,3 \mu\text{g kg}^{-1}$ war Terbuthylazin 149 TnA in 30-60 und 60-90 cm Tiefe nicht mehr nachweisbar. Daher ist anzunehmen, daß der Wirkstoff 1998 bis zum 149. TnA verstärkt abgebaut und sorbiert wurde. Die 1998 zwischen der Applikation und dem 149. TnA aufgetretene Niederschlagsmenge war mit 773 mm sehr hoch (s. Anhang, Tab. 48), wobei der mikrobielle und chemische Abbau von Terbuthylazin

durch die erhöhte Feuchtigkeit im Oberboden vermutlich begünstigt wurde (DIBBERN & PESTEMER, 1992). Möglicherweise wurde Terbutylazin aber auch nach einer Tiefenverlagerung durch laterale Stoffflüsse auf der Stausohle im Vergleich zu Metolachlor stärker hangabwärts verlagert. Für Terbutylazin wurden dabei - trotz der geringeren Applikationsmenge - ab dem 50. TnA stets höhere Konzentrationen im Zwischenabfluß festgestellt als für Metolachlor (s. Tab. 63 im Anhang). Vermutlich sind die niedrigeren Gehalte in 0-10 cm Tiefe im Herbst 1998 daher für beide Wirkstoffe auf parallel ablaufende Abbau- und Verlagerungsvorgänge zurückzuführen. Terbutylazin wurde dabei im Unterboden in viel geringerem Maße als Metolachlor angereichert, da auch während der Wintermonate bis zum 288. TnA (09.03.1999) keine erneute Zunahme der Terbutylazin-Gehalte im Unterboden festgestellt wurde.

Tab. 23: Durchschnittliche extrahierbare Terbutylazin-Gehalte auf der Ackerfläche in den Tiefenstufen 0-10, 10-30, 30-60 und 60-90 cm im Anschluß an die Applikationen am 25.05.1998 und 24.05.1999 (TvA, TnA = Tage vor bzw. nach Applikation, n.n. = nicht nachweisbar, n.b. = nicht bestimmbar, n.u. = nicht untersucht; Mittelwerte aus bis zu 6 Mischproben mit Standardabweichung; Unterschiede zum vorherigen Termin nach T-Test für gepaarte Variablen mit Signifikanzniveau gekennzeichnet)

Tiefenstufe (in cm)	Extrahierbarer Terbutylazin-Gehalt (in $\mu\text{g kg}^{-1}$)				
	4 TvA 1998 ¹⁾	2 TnA 1998	16 TnA 1998	149 TnA 1998	288 TnA 1998
0-10	8,73 ± 3,06	458 ± 79,1 ***	405 ²⁾	64,3 ± 13,2 ²⁾	33,1 ± 10,1 ***
10-30	18,1 ± 4,07	90,2 ± 89,8	33,6 ± 30,8	6,88 ± 4,12	6,53 ± 1,98
30-60	n.n. ³⁾	28,5 ± 15,6 **	6,10 ± 2,37 *	n.n. ** ³⁾	n.n. ²⁾
60-90	n.n. ³⁾	13,9 ± 6,31	3,23 ± 2,44 *	n.n. ³⁾	n.n. ²⁾
	13 TvA 1999	2 TnA 1999	9 TnA 1999	24 TnA 1999	126 TnA 1999
0-10	7,34 ± 0,61 ** ⁴⁾	439 ± 41,3 ***	375 ± 92,9	184 ± 63,7 *	154 ± 34,7
10-30	22,8 ± 8,01 ** ⁴⁾	34,6 ± 6,27 *	31,1 ± 14,8	22,9 ± 13,1	11,2 ± 3,78
30-60	n.u.	52,4 ± 16,7 *** ⁴⁾	23,8 ± 19,9	8,41 ± 5,14	n.b. ** ³⁾
60-90	n.u.	32,8 ± 12,1 *** ⁴⁾	15,7 ± 11,8 *	4,91 ± 3,17	n.n. * ³⁾

¹⁾ für die Tiefenstufen 0-10, 10-30 und 30-60 cm; für Tiefenstufe 60-90 cm: 122 TvA

²⁾ T-Test nicht durchführbar, keine Parallelen für den 16. TnA 1998

³⁾ T-Test mit Nachweisgrenze ($1,98 \mu\text{g kg}^{-1}$) bei nicht bestimmbar bzw. halber Nachweisgrenze bei nicht nachweisbaren Gehalten durchgeführt

⁴⁾ Signifikante Unterschiede gegenüber 288 TnA 1998

Wie im Jahr 1998 traten 1999 am 2. TnA in allen Tiefenstufen höhere Wirkstoffgehalte als beim jeweils vorhergehenden Probenahmetermin auf. Die Zunahme unterhalb der obersten 10 cm ist dabei ähnlich wie bei Metolachlor (s.o.) nur schwer

erklärbar. Bei einer generellen Abnahme der Terbutylazin-Gehalte mit zunehmender Profiltiefe wurden 1999 am 9. TnA dabei mit 23,8 und 15,7 $\mu\text{g kg}^{-1}$ in 30-60 und 60-90 cm Tiefe in Vergleich zum Vorjahr vergleichsweise hohe Werte festgestellt. In der Tiefenstufe 0-10 cm verminderte sich der durchschnittliche Gehalt zwischen dem 24. und dem 126. TnA nur geringfügig von 184 auf 154 $\mu\text{g kg}^{-1}$. Da von der Applikation 1999 bis zum 126. TnA lediglich 204 mm Niederschlag auftraten (s. Anhang, Tab. 48), ist für diesen Zeitraum von einem weniger ausgeprägten Terbutylazin-Abbau als in der Vegetationsperiode 1998 auszugehen. Auch wurde der Wirkstoff 1999 in vermutlich in geringerem Maße als im Vorjahr aus den obersten 10 cm ausgetragen. In 30-60 und 60-90 cm Tiefe war Terbutylazin dabei am 126. TnA nicht mehr bzw. lediglich in nicht bestimmbarer Menge nachweisbar.

Pendimethalin

Aufgrund seiner geringen Wasserlöslichkeit (0,3 mg l^{-1}) und der daraus resultierenden hydrophoben Sorptionsaffinität wird Pendimethalin meist als nur geringfügig mobiler Wirkstoff eingestuft (BAIER et al., 1985; MULL & NORDMEYER, 1995); im Vergleich zu anderen Dinitroanilinen besitzt Pendimethalin allerdings eine höhere Mobilität (NIEMCZYK & KRAUSE, 1994). Bei den 1998 durchgeführten Untersuchungen wurden für Pendimethalin 2 TnA bis in 60-90 cm Tiefe höhere Gehalte als beim vorherigen Probenahmetermin festgestellt (Tab. 24, S. 76); in Bezug auf die jeweiligen Applikationsmengen waren die Zunahmen jedoch deutlich weniger ausgeprägt als für Metolachlor und Terbutylazin. Dieses Ergebnis entspricht der Aussage von FLURY (1996), daß Wirkstoffe mit unterschiedlichen chemischen Eigenschaften bei präferentiellen Transportvorgängen zwar mit gleicher Geschwindigkeit in die Tiefe verlagert werden, die verlagerte Wirkstoffmenge aber mit zunehmender Adsorptionsneigung abnimmt. Dementsprechend wurde Pendimethalin gemeinsam mit anderen, in geringerem Maße adsorbierten Wirkstoffen im Sickerwasser von Makroporen führenden Bodensäulen nachgewiesen, jedoch in geringeren Konzentrationen (CZAPAR et al., 1992; STARRETT et al., 1996). Auch in Drainabflüssen war Pendimethalin bereits kurz nach der Applikation vorhanden (TRAUB-EBERHARD et al., 1995). Ebenso führte HÄUßLER (1992) die beobachtete Verlagerung von Pendimethalin bis in 1 m Tiefe auf Makroporenflüsse zurück.

Für die Tiefenstufe 0-10 cm Tiefe wurde 1998 16 TnA ein höherer Gehalt als 2 TnA festgestellt; wie in Kap. 5.1 erläutert, ist hierbei jedoch von einem Unterbefund für den Termin 2 TnA auszugehen. Davon abgesehen, nahmen die Pendimethalin-Gehalte bis zum Herbsttermin am 149. TnA (21.10.1998) in allen Tiefenstufen kontinuierlich ab. Dabei wurden insbesondere im Unterboden meist nur sehr niedrige Werte festgestellt. Die Gehalte in 10-30 und 30-60 cm Tiefe erhöhten sich dagegen 1998 zwischen dem 149. und 288. TnA (09.03.1999) signifikant. Offensichtlich wurde

Pendimethalin in diesem Zeitraum - bei insgesamt 524 mm Niederschlag - sehr langsam von 0-10 cm in die Tiefe verlagert.

Tab. 24: Durchschnittliche extrahierbare Pendimethalin-Gehalte auf der Ackerfläche in den Tiefenstufen 0-10, 10-30, 30-60 und 60-90 cm im Anschluß an die Applikationen am 25.05.1998 und 24.05.1999 (TvA, TnA = Tage vor bzw. nach Applikation, n.b. = nicht bestimmbar, n.u. = nicht untersucht; Mittelwerte aus bis zu 6 Mischproben mit Standardabweichung; Unterschiede zum vorherigen Termin nach T-Test für gepaarte Variablen mit Signifikanzniveau gekennzeichnet)

Tiefenstufe (in cm)	Extrahierbarer Pendimethalin-Gehalt (in $\mu\text{g kg}^{-1}$)				
	4 TvA 1998 ¹⁾	2 TnA 1998	16 TnA 1998	149 TnA 1998	288 TnA 1998
0-10	26,8 ± 7,08	454 ± 140 ***	513 ²⁾	67,4 ± 21,7 ²⁾	57,2 ± 6,46
10-30	31,5 ± 18,3	97,6 ± 81,3	88,4 ± 42,7	17,1 ± 7,21 *	33,9 ± 8,56 *
30-60	2,69 ± 1,34	39,2 ± 18,9 **	17,0 ± 2,83 *	5,07 ± 1,83 ***	8,42 ± 1,84 *
60-90	5,33	10,9 ± 7,15	10,2 ± 3,01	3,41 ± 2,80 *	5,71 ± 2,08
	13 TvA 1999	2 TnA 1999	9 TnA 1999	24 TnA 1999	126 TnA 1999
0-10	7,21 ± 2,13 *** ⁴⁾	575 ± 60,9 ***	556 ± 162	305 ± 61,1 *	189 ± 43,9 **
10-30	43,2 ± 26,3	45,2 ± 12,4	45,3 ± 16,3	24,7 ± 11,0 *	12,0 ± 6,57 *
30-60	n.u.	58,7 ± 18,5 *** ⁴⁾	23,4 ± 18,9 *	10,9 ± 4,53	5,47 ± 5,41 *
60-90	n.u.	37,6 ± 11,4 *** ⁴⁾	20,7 ± 16,2 *	15,8 ± 6,85	n.b. * ³⁾

¹⁾ für die Tiefenstufen 0-10, 10-30 und 30-60 cm; für Tiefenstufe 60-90 cm: 122 TvA

²⁾ T-Test nicht durchführbar, keine Parallelen für den 16. TnA 1998

³⁾ T-Test mit Nachweisgrenze ($1,60 \mu\text{g kg}^{-1}$) bei nicht bestimmbar bzw. halber Nachweisgrenze bei nicht nachweisbaren Gehalten durchgeführt

⁴⁾ Signifikante Unterschiede gegenüber 288 TnA 1998

Im Jahr 1999 wurden für Pendimethalin 2 TnA in allen Tiefenstufen höhere Gehalte als beim vorherigen Probenahmetermin festgestellt. Die Zunahme im Unterboden 2 TnA ist dabei ähnlich wie bei Metolachlor und Terbutylazin nur schwer erklärbar. Im weiteren Verlauf der Vegetationsperiode 1999 ist eine stete Abnahme der Pendimethalin-Gehalte in allen Tiefenstufen zu erkennen. Am 126. TnA wurde dabei mit $189 \mu\text{g kg}^{-1}$ ein deutlicher höherer Wert als 1998 am 149. TnA ($67,4 \mu\text{g kg}^{-1}$) festgestellt, während in den darunterliegenden Tiefen in beiden Jahren ähnliche Gehalte auftraten. Aufgrund der geringeren Niederschlagsmenge (s. Anhang, Tab. 48) war der Pendimethalin-Abbau 1999 offensichtlich weniger ausgeprägt als 1998.

5.2.2 Verteilung am Hang

Wie bereits in Kap. 5.2.1 erwähnt, treten im hängigen Gelände neben vertikalen Transportbewegungen auch laterale Flüsse, d.h. Oberflächen- und Zwischenabfluß auf, die zu erheblichen Stoffverlagerungen führen können (ERPENBECK, 1987). Außer durch verschiedene Standortfaktoren wird das Ausmaß der Verlagerung dabei durch die physiko-chemische Eigenschaften des jeweiligen Stoffes bestimmt. Im folgenden wird dargestellt, ob und inwieweit derartige Stoffflüsse eine Anreicherung der einzelnen Wirkstoffe im unteren Hangbereich der Versuchsfläche bewirkten. In Abb. 17 (S. 78) sind die für das Gesamtprofil (0-90 cm) ermittelten Gehalte beispielhaft für Metolachlor in den verschiedenen Hangpositionen für 1998 und 1999 dargestellt. Die Profilgehälter wurden dabei berechnet, indem die in den einzelnen Tiefenstufen pro Quadratmeter enthaltenen Wirkstoffmengen aufaddiert wurden. Für die einzelnen Hangpositionen - in 32, 56 und 77 m Entfernung vom oberen Ackerrand - wurden dabei jeweils 2 Mischproben untersucht (vgl. Abb. 1, S. 11).

Wie in Abb. 17 ersichtlich, traten Unterschiede in der Verteilung der Gehälter entlang des Hanggefälles hauptsächlich kurz nach den Applikationen auf, wobei die Wirkstoffgehälter mit zunehmender Entfernung vom oberen Ackerrand nicht zunahmen. Zudem waren die Unterschiede zwischen der unteren Hangposition (77 m voAr) und den beiden oberen Hangpositionen (50 und 32 m voAr) zumeist nicht signifikant und die Gehälter für alle Wirkstoffe ähnlich verteilt (s. Anhang, Tab. 52). Die zwischen den Hangpositionen bestehenden Unterschiede sind daher auf kleinräumige Ungleichmäßigkeiten bei der Applikation zurückzuführen und wurden unter dem Einfluß von Abbau- und Verlagerungsprozessen tendenziell nivelliert.

Bei Betrachtung der für die Gesamtprofile berechneten mittleren Gehälter werden laterale Verlagerungen in bestimmten Tiefenstufen möglicherweise überdeckt. Auch in Bezug auf die in den einzelnen Tiefenstufen ermittelten Gehälter waren aber nur vereinzelt gerichtete Unterschiede zwischen den verschiedenen Hangpositionen erkennbar (s. Anhang, Tab. 52). So nahmen 1999 vom 2. bis 9. TnA die Gehälter aller Wirkstoffe in den oberen Hangpositionen (32 und 56 m vom oberen Ackerrand entfernt) in 0-10 cm Tiefe deutlich ab, während in 77 m Entfernung eine Zunahme der Metolachlor- und Pendimethalin-Gehälter auftrat und die Terbuthylazin-Gehälter nur geringfügig abnahmen (Tab. 25, S. 79). Wie in Kap. 5.2.1 erwähnt, waren die Proben dabei an den oberen Hangpositionen vor einem Niederschlagsereignis (19,1 mm), an der unteren Position jedoch nach diesem Ereignis entnommen worden. Der Niederschlag führte zu einem größeren Oberflächenabflußereignis (vgl. Kap. 6.1), durch das ein Wirkstoffeintrag an der unteren Hangposition erfolgte (s. Kap. 6.3.2, S. 152). Darüber hinaus ist auch denkbar, daß aufgrund der höheren Bodenfeuchte Wirkstoffanteile remobilisiert wurden, die zuvor in nicht extrahierbarer Form vorlagen. In ähnlicher Weise stellten PÄTZOLD & BRÜMMER (1999) für Diuron fest, daß unter wechsel-

feuchten Bedingungen zeitweilig bis zu 40 % des Wirkstoffs nicht extrahierbar waren, späterhin aber wiederum erhöhte Wirkstoffanteile in verfügbarer Form vorlagen.

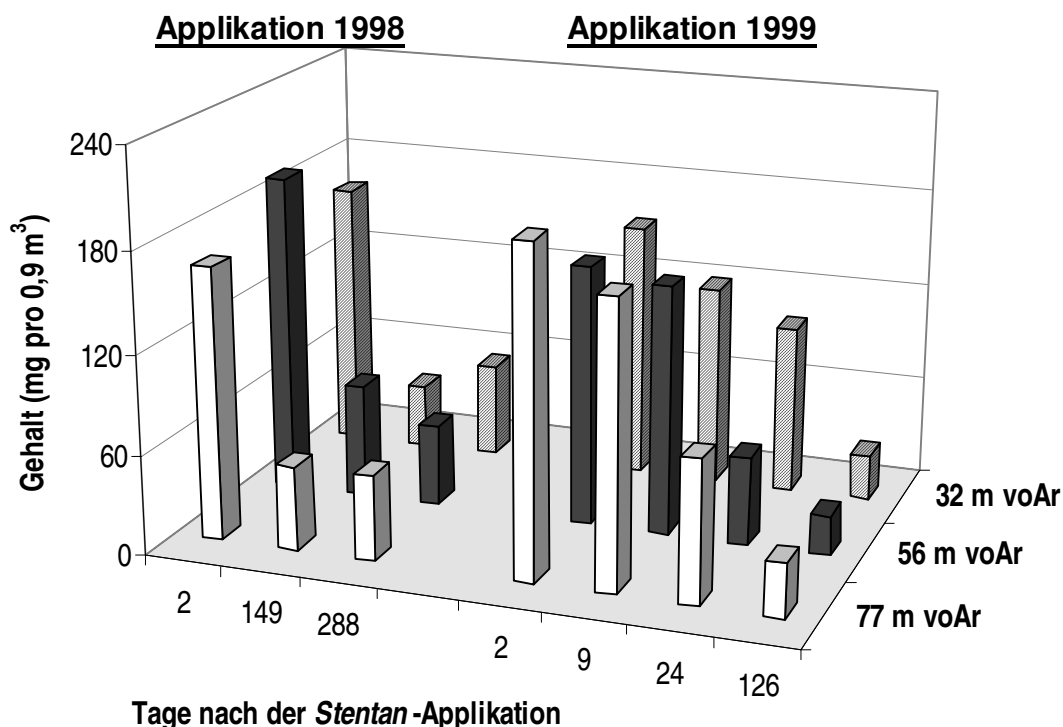


Abb. 17: Extrahierbare Metolachlor-Gehalte (mg pro 0,9 m³) im Gesamtprofil (0-90 cm) nach den Applikationen am 25.05.1998 und 24.05.1999 in Abhängigkeit von der Hanglage (voAr = vom oberen Ackerrand entfernt; nähere Erläuterungen s. Text)

Desweiteren zeigten sich 1998 zwischen dem 149. und 288. TnA deutliche Veränderungen der Metolachlor-Gehalte in 60-90 cm Tiefe. Während Terbutylazin ab dem 149. TnA nicht mehr bzw. in nicht bestimmbarer Menge nachweisbar war und der Pendimethalin-Gehalt in allen Hangpositionen weniger als 10 µg kg⁻¹ betrug, war für Metolachlor ein abweichendes Verhalten festzustellen. 149 TnA war der Metolachlor-Gehalt mit 7,25 µg kg⁻¹ in der Tiefenstufe 60-90 cm in der unteren Hangposition dabei deutlich niedriger als in den oberen Hangpositionen (Tab. 25, S. 79). Am 288. TnA zeigte sich demgegenüber in 77 m Entfernung vom oberen Ackerrand mit 67,0 µg kg⁻¹ eine deutliche Zunahme; auch war der Gehalt im Vergleich zu den oberen Hangpositionen (ca. 33 µg kg⁻¹) erhöht. Diese Ergebnisse deuten auf eine sehr langsame Verlagerung von Metolachlor, die unter dem Einfluß sehr hoher Niederschlagsmengen gleichzeitig in vertikaler und lateraler Richtung verlief. Obwohl Metolachlor im Boden als nicht ionisierter Wirkstoff vorliegt, reagiert es laut BOUCHARD et al. (1982) aufgrund seines Ladungsungleichgewichtes leicht polar und wird somit auch verstärkt von Tonmineralen adsorbiert, was v.a. bei geringen Gehalten an organischer Substanz an Bedeutung

gewinnt (KOZAK et al., 1983; CHESTERS et al., 1989). Daher ist davon auszugehen, daß die beschriebene laterale Verlagerung von Metolachlor aufgrund der hohen Tongehalte im Unterboden von Sorptionsvorgängen beeinflusst wurde (OBRIGAWITCH et al., 1981) und damit über einen längeren Zeitraum hin stattfand.

Tab. 25: Extrahierbare Gehalte ($\mu\text{g kg}^{-1}$) der Wirkstoffe Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin in den verschiedenen Hangpositionen für ausgewählte Tiefenstufen und Termine (TnA = Tage nach Applikation, n.n.= nicht nachweisbar, n.b. = nicht bestimmbar)

Wirkstoff	Tiefenstufe	Termin	Entfernung vom oberen Ackerrand		
			32 m	56 m	77 m
Metolachlor	0-10 cm	2 TnA 1999	844	907	1100
		9 TnA 1999	740	846	1342
Terbutylazin	0-10 cm	2 TnA 1999	415	420	501
		9 TnA 1999	302	324	474
Pendimethalin	0-10 cm	2 TnA 1999	493	583	630
		9 TnA 1999	447	421	734
Metolachlor	60-90 cm	149 TnA 1998	38,9	48,3	7,25
		288 TnA 1998	32,8	33,0	67,0
Terbutylazin	60-90 cm	149 TnA 1998	n.n.	n.n.	n.b.
		288 TnA 1998	n.n.	n.n.	n.n.
Pendimethalin	60-90 cm	149 TnA 1998	n.b.	4,03	4,60
		288 TnA 1998	6,12	7,69	3,31

Darüber hinaus wurde für Metolachlor eine mit zunehmendem zeitlichem Abstand zur Applikation stark ansteigende Sorptionsneigung festgestellt (s. Kap. 4.2). Sorption muß dabei als dynamischer Vorgang verstanden werden, der von Gleichgewichtsprozessen zwischen den adsorbierten und den frei in der Bodenlösung vorliegenden Wirkstoffanteilen geprägt wird. Bei hoher Bodenfeuchte bzw. Wassersättigung - wie sie v.a. während der Wintermonate auftritt - wird dabei eine Verlagerung von Wirkstoffanteilen begünstigt (BRÜMMER et al., 1994). Vermutlich führten daher Verlagerungsvorgänge, die von Sorptionsprozessen retardierend beeinflusst wurden, zu der beschriebenen Metolachlor-Anreicherung im Unterboden und im unteren Hangbereich.

Für die anderen beiden Wirkstoffe wurde keine derartige Anreicherung festgestellt. Bei Pendimethalin ist das auf eine extrem hohe Sorption zurückzuführen, die unmittelbar nach der Applikation eine so starke Festlegung bedingte, daß nur sehr geringe Wirkstoffanteile verlagert werden konnten (s. Kap. 4.2). Terbutylazin wies dagegen direkt im Anschluß an die Ausbringung ähnliche Verteilungskoeffizienten zwischen gelösten und adsorbierten Wirkstoffanteilen wie Metolachlor auf. Zum einen waren jedoch die verlagerbaren Terbutylazin-Mengen aufgrund der geringeren

Applikationsmenge und eines schnelleren Abbaus niedriger. Andererseits stiegen die Verteilungskoeffizienten von Terbutylazin mit zunehmendem zeitlichen Abstand zur Applikation nur geringfügig an (s. Kap. 4.2). Zudem war Terbutylazin im Zwischenabfluß in Bezug auf den Applikationszeitpunkt später als Metolachlor nachweisbar (s. Kap. 6.2), d.h. für Terbutylazin waren stärker ausgeprägte laterale und vertikale Verlagerungsprozesse als für Metolachlor erkennbar. Während die nur geringe Anreicherung im unteren Hangbereich also für Pendimethalin vor allem auf die sehr starke Festlegung zurückzuführen ist, wurde sie bei Terbutylazin vermutlich sowohl durch Abbau- als auch durch Verlagerungsprozesse bedingt.

5.3 Wirkstoffgehalte in den Grasfilterstreifen

In Vegetationsfilterstreifen können beträchtliche Anteile der mit Oberflächenabflusssuspensionen von der Ackerfläche ausgetragenen Stoffe zurückgehalten werden (SPATZ, 1999). Daher ist anzunehmen, daß eine Wirkstoffanreicherung in Böden von Filterstreifen stattfindet. Ein nachhaltiger Schutz von Oberflächengewässern vor Pestizideinträgen wird dabei erreicht, wenn die eingetragenen Wirkstoffe in den Filterstreifen möglichst vollständig abgebaut bzw. in nicht mehr verlagerbarer Form festgelegt werden. Um das Ausmaß der Anreicherung und den weiteren Verbleib der Wirkstoffe zu untersuchen, wurden im Anschluß an die *Stentan*-Applikationen 1998 und 1999 an mehreren Terminen Bodenproben aus den Grasfilterstreifen in 6 und 12 m Entfernung vom unteren Ackerrand entnommen (BpGF6m und BpGF12m; vgl. Abb. 1, S. 11). Die Gräser bildeten während der gesamten Versuchszeit eine lichte Grasnarbe mit unebener Bodenoberfläche auf den Filterstreifen. Da die Probenahme flächenrepräsentativ erfolgen sollte, wurde eine gezielte Aussparung oder Einbeziehung der durch Unebenheiten in der Bodenoberfläche entstehenden bevorzugten Fließbahnen vermieden. Im folgenden werden die für die Böden der Grasfilterstreifen ermittelten Gehalte von Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin in Beziehung zu den Austragsmengen der verschiedenen Filterstreifenvarianten dargestellt.

Metolachlor

Die jeweiligen Bodenproben der Grasfilterstreifen aus 6 und 12 m Entfernung vom unteren Ackerrand (BpGF6m und BpGF12m) wiesen für dieselben Termine und Tiefenstufen zumeist Gehalte ähnlicher Größenordnung auf (s. Anhang, Tab. 54). In Tab. 26 (S. 81) sind daher die extrahierbaren Metolachlor-Gehalte der Bodenproben beider Filterstreifenbreiten zusammengefaßt. 1998 war bis 2 und 1999 bis 9 TnA praktisch kein Oberflächen- oder Zwischenabfluß aufgetreten; da in den Filterstreifen keine Herbizidausbringung erfolgte, müssen die ermittelten Wirkstoffmengen Rückstände früherer Einträge sein. In den Grasfilterstreifen ist dabei eher mit einer rascheren Wirkstoffabnahme als im Boden der Ackerfläche zu rechnen. So stellte

DÜRING (1996) fest, daß der Abbau von Metolachlor in einem mehrjährig unbearbeiteten Boden ca. anderthalb mal so schnell wie auf einer gepflügten Fläche erfolgte. Dementsprechend waren die Rückstände von Metolachlor 1998 2 TnA in allen Tiefenstufen mit Werten unter $10 \mu\text{g kg}^{-1}$ sehr gering. Demgegenüber waren die Gehalte am 16. TnA z.T. deutlich erhöht, wobei die ausgeprägtesten Zunahmen in 30-60 und 60-90 cm Tiefe festgestellt wurden. Diese Anreicherung ist auf ein Niederschlagsereignis zurückzuführen, das sehr hohe Oberflächenabflußmengen und auch Zwischenabfluß erzeugte (vgl. Kap. 6.1.3 und Kap. 6.2). Bis zum 149. TnA erhöhten sich die Gehalte in den oberen drei Tiefenstufen weiterhin; in 60-90 cm Tiefe zeigte sich dagegen eine Abnahme. Im Zwischenabfluß war Metolachlor vor diesem und dem folgenden Termin nicht oder nur in sehr geringen Konzentrationen nachweisbar. Daher ist davon auszugehen, daß der Eintrag in erster Linie mit dem Oberflächenabfluß erfolgte und Metolachlor in den Filterstreifen in die Tiefe verlagert wurde. Aufgrund ihrer hohen Infiltrationskapazität begünstigen Grasfilterstreifen eine Wirkstoffverlagerung in die Tiefe (FABIS, 1995). Auch die Zunahmen in 10-30 und 60-90 cm Tiefe vom 149. bis zum 288. TnA deuten sowohl auf eine vertikale wie auch laterale Verlagerung hin. Im Gegensatz zu den Terminen 1998 vor dem 149. TnA waren die Gehalte in 60-90 cm Tiefe für den 12 m Filterstreifen höher als für den 6 m breiten, während in 0-10 cm Tiefe niedrigere Werte festgestellt wurden (s. Anhang, Tab. 54). Daher scheint es plausibel, daß neben einer vertikalen Verlagerung von oberflächlich eingetragenen Wirkstoffen - die nur z.T. bis in 12 m Entfernung vom unteren Ackerrand gelangten - auch ein lateraler Wirkstofftransport auf und über der Stausohle stattfand. Zwischen dem 149. und 288. TnA (06.10.1998 und 09.03.1999) wurde Metolachlor dabei vermutlich nur in geringem Maße abgebaut.

Tab. 26: Durchschnittliche extrahierbare Metolachlor-Gehalte in den Bodenproben der Grasfilterstreifen aus den Tiefenstufen 0-10, 10-30, 30-60 und 60-90 cm im Anschluß an die Stentan-Applikationen am 25.05.1998 und 24.05.1999 (TnA = Tage nach Applikation)

Tiefenstufe (in cm)	Extrahierbarer Metolachlor-Gehalt (in $\mu\text{g kg}^{-1}$)							
	Applikation 1998 (TnA)				Applikation 1999 (TnA)			
	2	16	149	288	2	9	24	126
0 - 10	6,30	20,5	58,6	59,2	n.b.	n.b.	10,1	3,41
10 - 30	n.b.	3,51	30,5	64,9	23,2	8,78	6,08	2,65
30 - 60	4,78	41,5	63,9	30,5	n.b.	n.b.	n.n.	2,52
60 - 90	9,06	39,1	8,55	63,8	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.

Die Abnahmen 1999 zwischen dem 2. und 9. TnA sind dagegen auf Abbauprozesse zurückzuführen, da keine Wirkstoffanteile aus den Filterstreifen ausgetragen wurden. Nach mehreren Abflußereignissen war der Metolachlor-Gehalt am 24. TnA

lediglich in 0-10 cm Tiefe mit $10,1 \mu\text{g kg}^{-1}$ gegenüber dem Vortermin leicht erhöht. Bis zum 126. TnA nahm der Gehalt wiederum auf $3,41 \mu\text{g kg}^{-1}$ ab. Diese Abnahme ließ sich durch die in Kap. 5.1 beschriebene Abbaukinetik 1. Ordnung vergleichsweise genau abbilden; bei einem Ausgangsgehalt von $10,1 \mu\text{g kg}^{-1}$ ergibt sich nach einem Zeitraum von 102 Tagen rechnerisch ein Gehalt im Boden von $2,35 \mu\text{g kg}^{-1}$, der damit ähnlich niedrig wie der für den 126. TnA 1999 gemessenen Gehalt von $3,41 \mu\text{g kg}^{-1}$ liegt. 102 Tage stellen dabei die Differenz zwischen dem 24. und dem 126. TnA dar. In den darunterliegenden Tiefenstufen zeigten sich für beide Termine jeweils nur geringe Veränderungen gegenüber dem vorhergehenden. Insgesamt waren die extrahierbaren Metolachlor-Gehalte nach der Applikation 1999 in den Grasfilterstreifen sehr viel niedriger als 1998. Dies ist vor allem auf ein witterungsbedingt unterschiedliches Abbau-, Eintrags- und Verlagerungsverhalten zurückzuführen. Aufgrund der jeweiligen Niederschlagsverteilung waren darüber hinaus auch die während der Vegetationsperioden 1998 und 1999 aus dem Ackerschlag ausgetragenen Wirkstoffmengen und damit auch die Einträge in die Filterstreifen sehr unterschiedlich (0,58 und 0,32 % der jeweils applizierten Metolachlor-Menge für 1998 und 1999; vgl. Kap. 6.3.3)

Terbuthylazin

Während beider Versuchsjahre war Terbuthylazin in den Bodenproben der Grasfilterstreifen nur vereinzelt nachweisbar (s. Anhang, Tab. 54). Nach der *Stentan*-Applikation 1998 fanden sich bestimmbare Gehalte lediglich am 16. TnA in 60-90 cm Tiefe. In 6 m Entfernung vom unteren Ackerrand wurden dabei $34,3 \mu\text{g kg}^{-1}$ und in 12 m Entfernung $8,73 \mu\text{g kg}^{-1}$ festgestellt. Da Terbuthylazin zu diesem Termin in 60-90 cm, nicht jedoch in den darüber liegenden Tiefenstufen nachzuweisen war, ist davon auszugehen, daß der Werkstoffeintrag in Form von Zwischenabfluß erfolgte. Zwischen der Applikation 1998 und dem 16. TnA fand ein größeres Oberflächenabflußereignis statt, in dessen Folge ebenfalls Zwischenabfluß festgestellt wurde (s. Tab. 39, S. 136). Während die durchschnittliche Terbuthylazin-Konzentration im Oberflächenabfluß der Variante ohne Filterstreifen dabei $110 \mu\text{g l}^{-1}$ betrug, war im Zwischenabfluß keiner der untersuchten Wirkstoffe nachweisbar. Somit ist nicht davon auszugehen, daß bereits im Acker in die Tiefe verlagerte Wirkstoffanteile auf der Stausohle hangabwärts in die Filterstreifen transportiert wurden. Vermutlich wurden die Wirkstoffe daher oberflächlich in die Filterstreifen eingetragen und gelangten dort v.a. innerhalb der ersten Meter durch Makroporen im Oberboden in die Tiefe; anschließend erfolgte eine laterale Weiterverlagerung als Zwischenabfluß. Es sind allerdings auch laterale Flüsse entlang der - sehr geringen - Querneigung der Versuchsfläche denkbar, die zu unterschiedlichen Konzentration an den Entnahmeorten der Bodenproben und des Zwischenabflusses geführt haben könnten. Anhand der vorliegenden Daten ist daher nicht zu klären, ob der Zwischenabfluß über die gesamte Hanglänge auf der Stausohle abgeflossen ist

oder erst im Bereich der Filterstreifen gebildet wurde. Da Grasfilterstreifen sehr stark durchwurzelt sind, über eine ausgeprägte Makro- und Megafauna verfügen und keine Bodenbearbeitung erfolgt, wird die Bildung eines zusammenhängenden Systems von Makroporen begünstigt. Je kürzer dabei die Filterstrecke ist, um so höher ist die Anzahl von Makroporen, die den Filterstreifen in seiner ganzen Breite durchziehen (FABIS, 1995). Dementsprechend war der Terbutylazin-Gehalt der Bodenproben aus 60-90 cm Tiefe von GF6m, d.h. bei der kürzeren Filterstreifenbreite von 6 m, mit $34,3 \mu\text{g kg}^{-1}$ im Vergleich zu den Bodenproben aus GF12m ($8,73 \mu\text{g kg}^{-1}$) deutlich erhöht.

Der Abbau von Terbutylazin wird sowohl durch hohe Bodenfeuchtegehalte als auch durch eine ausgeprägte mikrobielle Aktivität begünstigt (DIBBERN & PESTEMER, 1992; KLIMSA, 1996). Vermutlich wurde Terbutylazin daher im Bereich der Grasfilterstreifen verstärkt um- und abgebaut. Auch die Bildung nicht extrahierbarer Rückstände wurde für Terbutylazin nachgewiesen (LAHM, 1996). 1999 war Terbutylazin in den Bodenproben aus 12 m Entfernung von der Ackerfläche für keinen der Termine nachweisbar. Nach drei größeren Oberflächenabflußereignissen wurden am 24. TnA in 6 m Entfernung für die Tiefenstufen 0-10 und 10-30 cm mit $4,03$ bzw. $3,21 \mu\text{g kg}^{-1}$ sehr niedrige Gehalte festgestellt. Am 126. TnA war Terbutylazin nicht mehr nachweisbar, was auf Abbau und Fixierung der eingetragenen Wirkstoffmengen hindeutet. Somit wurde 1999 durch beide Grasfilterstreifen insbesondere in Bezug auf Terbutylazin eine vollständige Filterwirkung erreicht.

Pendimethalin

In Tab. 27 (S. 84) sind die für Pendimethalin im Anschluß an die *Stentan*-Applikation 1998 und 1999 in den Böden der Grasfilterstreifen ermittelten extrahierbaren Gehalte dargestellt (vgl. Anhang, Tab. 54). Da - wie bei Metolachlor - meist nur geringe und nicht gerichtete Unterschiede zwischen den beiden Filterstreifenbreiten auftraten, wurden die Ergebnisse zusammengefaßt. 1998 war am 16. TnA der Gehalt v.a. in 60-90 cm Tiefe gegenüber dem vorherigen Termin stark erhöht. Ähnlich wie für Terbutylazin war der Pendimethalin-Gehalt an diesem Termin für die Bodenproben aus GF12m, also nach 12 m Filterstrecke, mit $30,4 \mu\text{g kg}^{-1}$ deutlich niedriger als für die Bodenproben aus GF6m ($62,1 \mu\text{g kg}^{-1}$). Aufgrund der Ergebnisse für Terbutylazin ist davon auszugehen, daß die Wirkstoffe in erster Linie mit den Oberflächenabflußsuspensionen in den Bereich der Filterstreifen gelangten und nach einer Infiltration durch Makroporen bis in 60-90 cm Tiefe innerhalb der ersten Meter lateral zu den Probenahmeorten transportiert wurden. Da Pendimethalin in den Abflußsuspensionen hauptsächlich an Bodenpartikel sorbiert auftrat, fand vermutlich auch die Verlagerung in den Filterstreifen z.T. in adsorbierter Form statt. In ähnlicher Weise wurde bereits von anderen Autoren der Tiefentransport von Pendimethalin auf Makroporenflüsse

zurückgeführt, wobei ebenfalls vermutet wurde, daß dieser Wirkstoff an Bodenpartikel oder DOC gebunden verlagert worden war (HÄUßLER, 1992; FRIMMEL et al, 1997; SCHEUNERT et al., 1997).

Tab. 27: Durchschnittliche extrahierbare Pendimethalin-Gehalte in den Böden der Grasfilterstreifen der Tiefenstufen 0-10, 10-30, 30-60 und 60-90 cm im Anschluß an die Stentan-Applikationen am 25.05.1998 und 24.05.1999 (TnA = Tage nach Applikation, n.n. = nicht nachweisbar, n.b. = nicht bestimmbar)

Tiefenstufe (in cm)	Extrahierbarer Pendimethalin-Gehalt (in $\mu\text{g kg}^{-1}$)							
	Applikation 1998 (TnA)				Applikation 1999 (TnA)			
	2	16	149	288	2	9	24	126
0 - 10	21,6	17,3	15,5	15,2	n.b.	n.b.	n.n.	3,01
10 - 30	17,2	19,8	9,44	22,0	n.b.	2,41	n.n.	n.n.
30 - 60	6,33	13,7	4,16	9,26	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
60 - 90	n.n.	46,3	n.n.	6,27	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.

Bis zum 149. TnA nahmen die Gehalte in allen Tiefenstufen ab, wobei Pendimethalin in 60-90 cm Tiefe nicht mehr nachweisbar war. Da der Wirkstoff im Zwischenabfluß praktisch nicht festgestellt wurde, muß diese deutliche Abnahme auf Abbau- oder Festlegungsprozesse zurückgeführt werden. Vermutlich waren die Wirkstoffe aber auch - nach einer Verlagerung über präferentielle Flüsse - in der Tiefe eher ungleichmäßig verteilt, so daß sowohl der Wert vom 16. wie auch vom 149. TnA nicht als flächenrepräsentativ anzusehen ist. Die Veränderungen zwischen den Terminen in 60-90 cm Tiefe verliefen dabei bei allen untersuchten Wirkstoffen in ähnlicher Weise. 288 TnA waren die Gehalte in den unteren drei Tiefenstufen gegenüber dem vorherigen Termin leicht erhöht, was auf eine sehr langsame Tiefenverlagerung während der niederschlagsreichen und verdunstungsarmen Wintermonate hindeutet.

1999 war Pendimethalin nicht oder nur mit sehr geringen Gehalten in den Bodenproben der Filterstreifen nachweisbar; offensichtlich wurde der Wirkstoff v.a. innerhalb der ersten Meter der Filterstrecke, d.h. vor den Probenahmeorten in 6 bzw. 12 m Entfernung vom unteren Ackerrand, retendiert. Die Grasfilterstreifen erwiesen sich somit unabhängig von ihrer Breite als effektiver Schutz zur Verminderung von Wirkstoffausträgen.

5.4 Zusammenfassende Betrachtung der Rückstandsgehalte

Alle drei Wirkstoffe besitzen gemäß der ermittelten DT_{50} - bzw. DT_{90} -Werte in 0-10 cm Tiefe nur eine relativ geringe Persistenz. Dennoch waren 4 bzw. 13 Tage vor den Applikationen 1998 und 1999, d.h. ca. jeweils ein Jahr nach den Applikationen 1997 und 1998 noch geringe Rückstände nachweisbar. Bezogen auf den gesamten

Oberboden der Ackerfläche (0 bis 30 cm) wies Metolachlor nach annähernd einem Jahr mit Gehalten von ca. 5 % der Applikationsmenge die niedrigsten und Pendimethalin mit ca. 11% die höchsten Werte auf. Derartige Restgehalte, die auf einen unvollständigen Abbau innerhalb eines Jahres hinweisen, treten häufig auch bei wenig persistenten Wirkstoffen auf (PESTEMER, 1985). Für Pendimethalin wurden dabei nach einem Jahr noch nicht abgebaute Anteile bis zu 20 % der Applikationsmenge festgestellt (PLIETH & BÖRNER, 1985). Die Abbaukinetik der einzelnen Wirkstoffe verlief in beiden Jahren ähnlich und konnte daher jeweils zusammenfassend beschrieben werden. 1998 zeigten sich aber für alle Wirkstoffe nach 4 bis 5 Monaten ausgeprägtere Abnahmen als 1999. Vermutlich führten in 1998 extrem hohe Niederschläge kurz vor dem entsprechenden Probenahmetermin sowohl zu einer ausgeprägteren Tiefenverlagerung als auch zu einem verstärkten Wirkstoffabbau. Insbesondere die Terbutylazin-Gehalte nahmen kurz nach der Applikation sehr stark ab; die Abbaukinetik war dabei durch zwei gekoppelte Exponentialfunktionen besser zu beschreiben als durch einfache Exponentialfunktionen 1. Ordnung. Bei Metolachlor und Pendimethalin zeigten sich vergleichsweise geringe Unterschiede zwischen beiden Funktionen.

Im Anschluß an die *Stentan*-Applikation 1998 waren v.a. für **Metolachlor** neben dem eigentlichen Abbau auch ausgeprägte Verlagerungsprozesse erkennbar. So lag 1998 der Gehalt im Unterboden (30 bis 90 cm) 16 TnA bei 11,5 % der pro Quadratmeter applizierten Menge und hatte sich bis zum 288. TnA auf 21,1 % erhöht (s. Abb. 18, S. 86). Aufgrund der hohen Löslichkeit (530 mg l^{-1}) wird Metolachlor allgemein als mittel bis hoch mobil eingestuft. Die Verlagerung ist dabei laut BRAVERMAN et al. (1986) als wichtiger Prozeß bei der Wirkstoffabnahme im Oberboden anzusehen. Anhand der vorliegenden Ergebnisse war neben einer vertikalen auch eine laterale Verlagerung erkennbar, d.h. Metolachlor wurde im unteren Hangbereich angereichert. Die laterale Verlagerung fand vermutlich vor allem auf der Stausohle statt und beeinflusste auch die Metolachlor-Gehalte in den Böden der Grasfilterstreifen. Dementsprechend nahm hier der Metolachlor-Gehalt in 60-90 cm Tiefe zwischen dem 16. und dem 288. TnA 1998 von 8,0 auf 13,1 % der auf den Ackerschlag pro Quadratmeter applizierten Menge zu. Die Gehalte von Terbutylazin und Pendimethalin verringerten sich dagegen in dieser Tiefe im gleichen Zeitraum auf unter 2 %. Da Metolachlor eine ausgeprägte Sorptionsaffinität gegenüber Tonmineralen hat, wurde die Anreicherung von Metolachlor durch die sehr hohen Tongehalte von ca. 30 % im Sw- und SdCv-Horizont begünstigt. Zudem nahmen die Verteilungskoeffizienten zwischen adsorbierten und gelösten Wirkstoffanteilen in den Bodenproben für Metolachlor mit größerem zeitlichen Abstand zur Applikation sehr viel stärker zu als bei Terbutylazin (vgl. Kap. 4.2), wodurch eine zunehmend festere Bindung und abnehmende Verfügbarkeit von Metolachlor für mikrobielle Abbauprozesse angezeigt wird. Im Applikationsjahr 1999,

in dem bis zum letzten Probenahmetermin (126 TnA) vergleichsweise geringe Niederschlagsmengen fielen, war dagegen keine Anreicherung von Metolachlor im Unterboden zu erkennen. Auch im Bereich der Grasfilterstreifen wurden 1999 nur sehr geringe Metolachlor-Gehalte bis maximal in 30-60 cm Tiefe festgestellt.

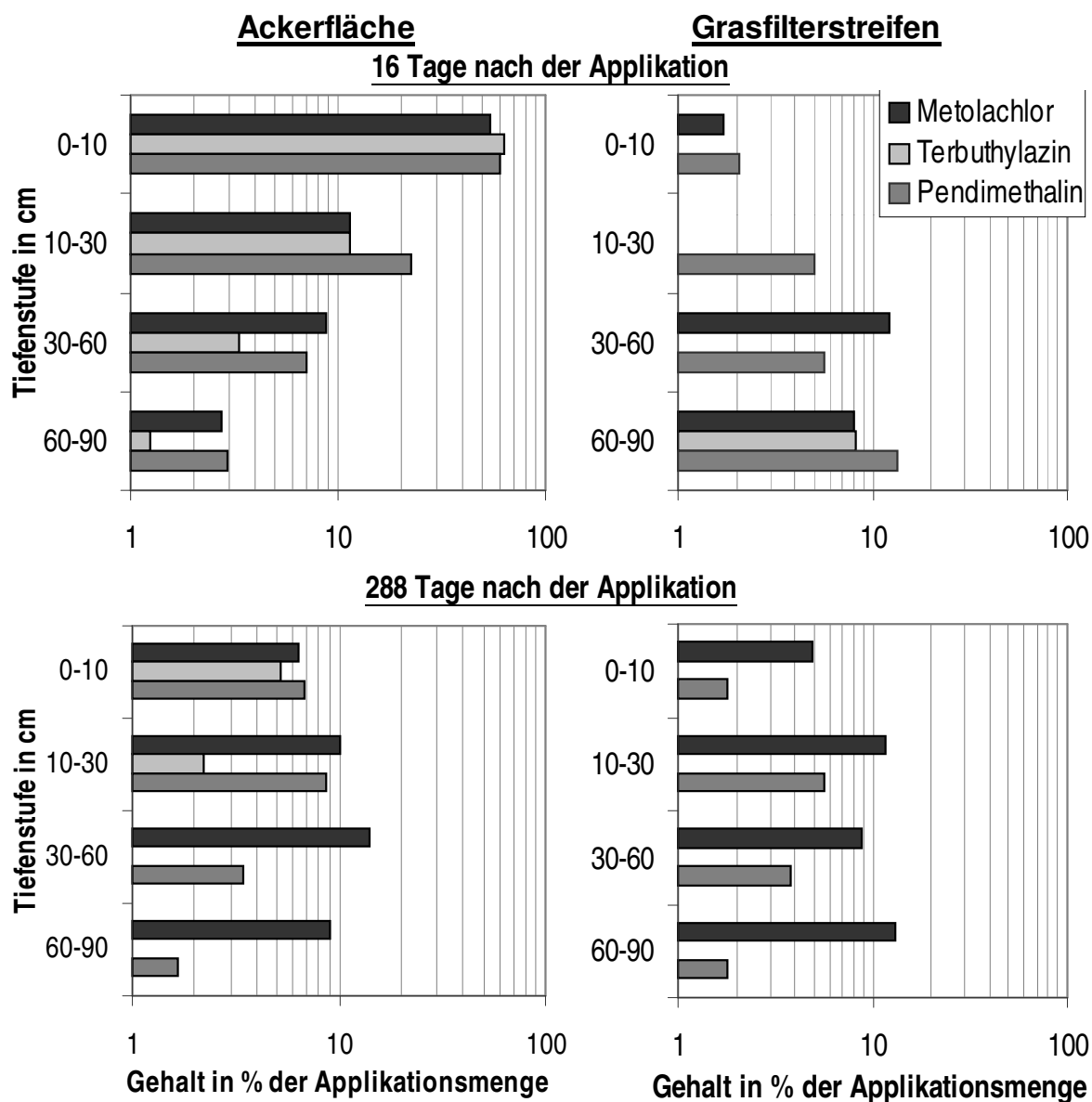


Abb. 18: Extrahierbare Gehalte von Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin in % der Applikationsmenge in den Böden der Ackerfläche und der Grasfilterstreifen zu ausgewählten Terminen nach der *Stentan*-Applikationen am 25.05.1998

Terbutylazin wurde 1998 und 1999 nur in geringem Maße in die Tiefe verlagert. Auch in den Böden der Grasfilterstreifen war Terbutylazin nur bei wenigen Terminen und in vergleichsweise geringen Gehalten nachweisbar. Dennoch waren Verlagerungsprozesse erkennbar, welche vereinzelt erhöhte Gehalte im Unterboden

oder im unteren Hangbereich zur Folge hatten (s. Abb. 18). Bei insgesamt geringen Frachten war Terbutylazin dabei im Zwischenabfluß der Ackerfläche in Bezug auf den Applikationszeitpunkt länger und zunächst in geringeren, später in höheren Konzentrationen als Metolachlor nachweisbar (s. Tab. 63 im Anhang). Trotz der im Vergleich zu Metolachlor sehr viel geringeren Löslichkeit ($8,5 \text{ mg l}^{-1}$) scheint Terbutylazin demnach mit zunehmendem zeitlichen Abstand zur Applikation im Vergleich zu Metolachlor stärker lateral weiterverlagert worden zu sein. Damit übereinstimmend betonten CHESTERS et al. (1989), daß die Verlagerungsneigung von Pestiziden nicht allein mit der jeweiligen Löslichkeit erklärbar ist. Dabei wird v.a. dem Ad- und Desorptionsverhalten eine Schlüsselstellung für das Verhalten von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen im Boden zugeordnet. PAWLIZKI & RINDER (1992) sowie BRÜMMER et al. (1994) ordnen v.a. dem Sorptionsverhalten einen entscheidenden Einfluß auf die Mobilität zu. Laut HURLE et al. (1997b) unterliegt Terbutylazin dabei gerade in tieferen Bodenschichten, in denen nur mit einer geringen Adsorption zu rechnen ist, in deutlich höherem Maße einer Weiterverlagerung als im Oberboden. Die im Vergleich zu Metolachlor und Pendimethalin sehr viel raschere Abnahme in allen Tiefenstufen des Ackers und v.a. des Filterstreifens ist aber nicht allein durch eine Weiterverlagerung von Terbutylazin erklärbar. Offensichtlich wurde Terbutylazin auch stärker um- und abgebaut als die anderen beiden Wirkstoffe.

Für **Pendimethalin** wurden im Unterboden der Ackerfläche zumeist nur geringe Gehalte festgestellt. Auch im Bereich der Grasfilterstreifen waren die Gehalte von Pendimethalin im allgemeinen deutlich niedriger als die von Metolachlor. Trotz der sehr geringen Mobilität waren aber vereinzelt Verlagerungsprozesse erkennbar. So war der Gehalt 1998 16 TnA in 60-90 cm Tiefe im Grasfilterstreifen mit 13,4 % der pro m^2 Ackerfläche applizierten Menge ähnlich hoch wie für die anderen beiden Wirkstoffe (s. Abb. 18). Dem Termin war dabei am 13. TnA ein Niederschlagsereignis vorausgegangen, das sehr hohe Abflußmengen zur Folge hatte. Die Verlagerung bis in 60-90 cm Tiefe ist wahrscheinlich vor allem auf präferentielle Flüsse in Makroporen zurückzuführen, deren Bildung in Grasfilterstreifen besonders gefördert wird. Aber auch im Bereich der Ackerfläche wurde Pendimethalin 1998 2 TnA bis in den Unterboden verlagert (vgl. Anhang, Tab. 52). Transport in Makroporen wurde für Pendimethalin mehrfach belegt, wobei im allgemeinen von einer Verlagerung in adsorbierter Form ausgegangen wird. Darüber hinaus waren die Pendimethalin-Gehalte 1998 für die Tiefenstufen 10-30, 30-60 und 60-90 cm am 288. TnA gegenüber dem vorherigen Termin (149. TnA, vgl. Anhang, Tab. 52 und 54) sowohl im Bereich der Ackerfläche als auch der Grasfilterstreifen leicht erhöht. Dieses Ergebnis deutet auf eine - wenn auch nur sehr geringe - Tiefenverlagerung über chromatographische Transportprozesse während der extrem niederschlagsreichen Wintermonate hin. Pendimethalin war dabei bereits 2 TnA sehr stark adsorbiert, so daß nur geringe Wirkstoffanteile in gelöster und

damit in durch Matrixflüsse verlagerbarer Form vorlagen (vgl. Kap. 4.2). Im Unterschied zu Metolachlor und Terbutylazin nahmen die Verteilungskoeffizienten zwischen gelösten und adsorbierten Pendimethalin-Anteilen mit größerem zeitlichen Abstand zur Applikation aber nicht weiter zu. Vermutlich standen somit auch späterhin noch gewisse Wirkstoffanteile für eine allmähliche Verlagerung zur Verfügung. Darüber hinaus erhöht die Bindung an wasserlösliche organische Bodenbestandteile insbesondere die Löslichkeit von stark hydrophoben Wirkstoffen (BRÜMMER et al., 1994).

Während die Abnahme der einzelnen Wirkstoffe im Oberboden der Ackerfläche während der Vegetationsperioden 1998 und 1999 ähnlich verlief, zeigten sich dagegen unter dem Einfluß der jeweiligen Niederschlagsverteilung in Bezug auf das Verlagerungsverhalten deutlichere Unterschiede zwischen den beiden Versuchsjahren. Terbutylazin und Pendimethalin gelangten dabei vor allem über Makroporenflüsse in die Tiefe. Eine Anreicherung im unteren Hangbereich war dabei nur vereinzelt erkennbar. Auch Metolachlor wurde über präferentielle Flüsse transportiert. 1998 waren dabei unter dem Einfluß sehr hoher Niederschlagsmengen sowohl vertikale als laterale Verlagerungsvorgänge erkennbar, die zu einer Anreicherung dieses Wirkstoffes im Unterboden und im unteren Hangbereich führten.

6 Wirkstofftransport mit dem Oberflächen- und Zwischenabfluß

Der Wirkstofftransport mit Oberflächenabflußsuspensionen wird einerseits von der Abflußbildung und dem Sedimentaustag bedingt, welche insbesondere von der Niederschlagsverteilung und -intensität bestimmt werden (FULLEN, 1991). Auch hängen sie stark von der Hanglänge und den Bodeneigenschaften wie dem Gehalt an organischer Substanz ab (GOVERS, 1991; GUERRA, 1994). Zudem spielen saisonal schwankende Faktoren wie die Bodenfeuchte und der Verschlammungsgrad eine wichtige Rolle (BOTSCHKEK, 1999). Andererseits bestimmen die Wirkstoffkonzentrationen, die in gelöster und adsorbierter Form in den Abflußsuspensionen vorliegen, das Ausmaß des Wirkstoffaustrages. Die Konzentrationen werden dabei v.a. von den Wirkstoffgehalten in der Austragsfläche, den Bodeneigenschaften sowie der Niederschlags- und Abflußintensität geprägt (LEONARD, 1990). Zahlreiche Untersuchungen zeigen, daß Vegetationsfilterstreifen am unteren Ackerrand diese Austräge vermindern können; das Ausmaß der Retention variiert dabei jedoch stark in Abhängigkeit von den Versuchsbedingungen. So wurde in verschiedenen Studien ermittelt, daß der Wirkstoffaustrag durch Vegetationsfilterstreifen um 35 bis 96 % vermindert wurde (PATTY et al., 1997). Dabei wurden zumeist Beregnungsversuche durchgeführt, deren Ergebnisse nur bedingt auf natürliche Niederschlagsverhältnisse zu übertragen sind (AUERSWALD, 1992). Dagegen wurde nur vereinzelt untersucht, inwiefern Vegetationsfilterstreifen den Austrag von Herbizidwirkstoffen unter natürlichen Niederschlägen vermindern (SPATZ, 1999). Außer mit dem Oberflächenabfluß können insbesondere gut lösliche Wirkstoffe auch mit dem Zwischenabfluß ausgetragen werden. Laut FISCHER (1996) ist dieser Austragspfad i.d.R. unbedeutend, möglicherweise gewinnt er aber unter dem Einfluß von Vegetationsfilterstreifen an Bedeutung.

Im folgenden werden die Ergebnisse zum Austrag der verschiedenen Herbizidwirkstoffe mit dem Oberflächen- und Zwischenabfluß dargestellt. In allen drei Versuchsjahren wurden die Wirkstoffe Metolachlor, Terbuthylazin und Pendimethalin jeweils im Mai praxisüblich appliziert. In Kap. 6.1 werden die Herbizidkonzentrationen und -gehalte dieser drei Wirkstoffe dargestellt, die in den Oberflächenabflußsuspensionen der Parzellen mit unterschiedlichen Filterstreifen nach natürlichen Niederschlägen und künstlicher Beregnung ausgetragen wurden. Auf das lediglich im November 1997 ausgebrachte Chlortoluron wird an dieser Stelle nicht eingegangen, da es kaum im Oberflächenabfluß aufgetreten ist. Die entsprechenden Ergebnisse zum Chlortoluron werden im Zusammenhang mit dem Zwischenabfluß (Kap. 6.2) dargestellt. In Kap. 6.3 werden die sich aus den Konzentrationen und Gehalten sowie den entsprechenden Abfluß- und Sedimentsabtragsmengen ergebenden Frachten der einzelnen Varianten beschrieben. Eine zusammenfassende Betrachtung des Wirkstofftransports mit dem Oberflächen- und Zwischenabfluß erfolgt dann in Kap. 6.4.

6.1 Lösungskonzentrationen und Gehalte in den Sedimenten der Oberflächenabflußsuspensionen der einzelnen Filterstreifenvarianten

Im folgenden werden zunächst im Überblick der drei Versuchsjahre die Lösungskonzentrationen sowie die extrahierbaren Gehalte der Sedimente an Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin im Oberflächenabfluß bei natürlichen Niederschlägen dargestellt. Dabei ist zu berücksichtigen, daß die drei Wirkstoffe im Handelspräparat *Stentan* in unterschiedlichen Mengen enthalten sind. In Abhängigkeit von der *Stentan*-Zusammensetzung wurden Metolachlor und Pendimethalin in 2-fach bzw. 1,32-fach höherer Menge als Terbutylazin ausgebracht. An dieser Stelle wird insbesondere auf die gelösten Herbizidkonzentrationen der Variante oF (ohne Filterstreifen) eingegangen; die Ergebnisse der verschiedenen Varianten mit Filterstreifen (ARS: Ackerrandstreifen, GF6m: mit 6 m breitem Grasfilterstreifen, GF12m: mit 12 m breitem Grasfilterstreifen) werden ausführlicher in Kap. 6.1.3 vorgestellt. Eine übersichtweise Darstellung der Herbizidgehalte im Sediment, das mit den Oberflächenabflußsuspensionen im Verlauf der drei Versuchsjahre abgetragen wurde, erfolgt für alle Varianten in Kap. 6.1.1.

6.1.1 Jahreszeitlicher Verlauf

Herbizidlösungskonzentrationen im Oberflächenabfluß der Variante ohne Filterstreifen

Metolachlor

In Abb. 19 (S. 91) sind die medianen Metolachlor-Konzentrationen im Oberflächenabfluß der Variante ohne Filterstreifen von der ersten bis zur achtzehnten WnA (Woche nach der Applikation) für die drei Versuchsjahre aufgeführt. Die ersten 18 WnA stellen dabei den Zeitraum dar, in dem die Wirkstoffe Metolachlor und Terbutylazin in der Oberflächenabflußlösung zumeist auftraten; bei späteren Terminen waren die untersuchten Wirkstoffe dagegen nur noch vereinzelt nachweisbar (vgl. Anhang, Tab. 55). Entsprechend der in Kap. 5.1 beschriebenen Abnahme der Wirkstoffgehalte in den obersten 10 cm der Ackerfläche mit zunehmendem zeitlichen Abstand zur Applikation traten auch die höchsten medianen Lösungskonzentrationen an Metolachlor (bis zu $162 \mu\text{g l}^{-1}$) in allen drei Jahren während der ersten beiden Monate auf. Im weiteren Verlauf nahmen die Konzentrationen deutlich ab. Dementsprechend stellten GLOTFELTY et al. (1984) in einer mehrjährigen Untersuchung fest, daß Herbizideinträge in ein Fließgewässer bis zu sechs Wochen nach der Applikationszeit auftraten. BUTTLE (1990) beschreibt für Metolachlor eine exponentielle Abnahme der Lösungskonzentrationen im Oberflächenabfluß mit der Zeit. Eine derartige Beziehung konnte für 1998 anhand der vorliegenden Ergebnisse festgestellt werden. 1999 wurden dagegen in der zweiten, dritten und siebten WnA mit Werten von 124, 162 und $85,1 \mu\text{g l}^{-1}$ die höchsten medianen Metolachlor-Konzentrationen im Oberflächenabfluß

der Variante oF festgestellt. Diese Medianwerte wurden dabei insbesondere durch größere Abflußereignisse geprägt, bei denen sehr hohe Metolachlor-Konzentrationen auftraten (vgl. Anhang, Tab. 55). In der vierten bis sechsten WnA betrug die medianen Konzentrationen von Metolachlor 1999 lediglich zwischen 5,57 und 9,19 $\mu\text{g l}^{-1}$. Diese deutlich niedrigeren Werte als in der zweiten, dritten und siebten WnA sind auf Abflußereignisse mit sehr geringen Abflußsummen zurückzuführen, die i.d.R. mit sehr geringen Wirkstoffkonzentrationen verbunden waren. Tendenziell ist aber auch für 1999 eine generelle Abnahme der Metolachlor-Konzentrationen mit zunehmendem zeitlichen Abstand zur Applikation erkennbar.

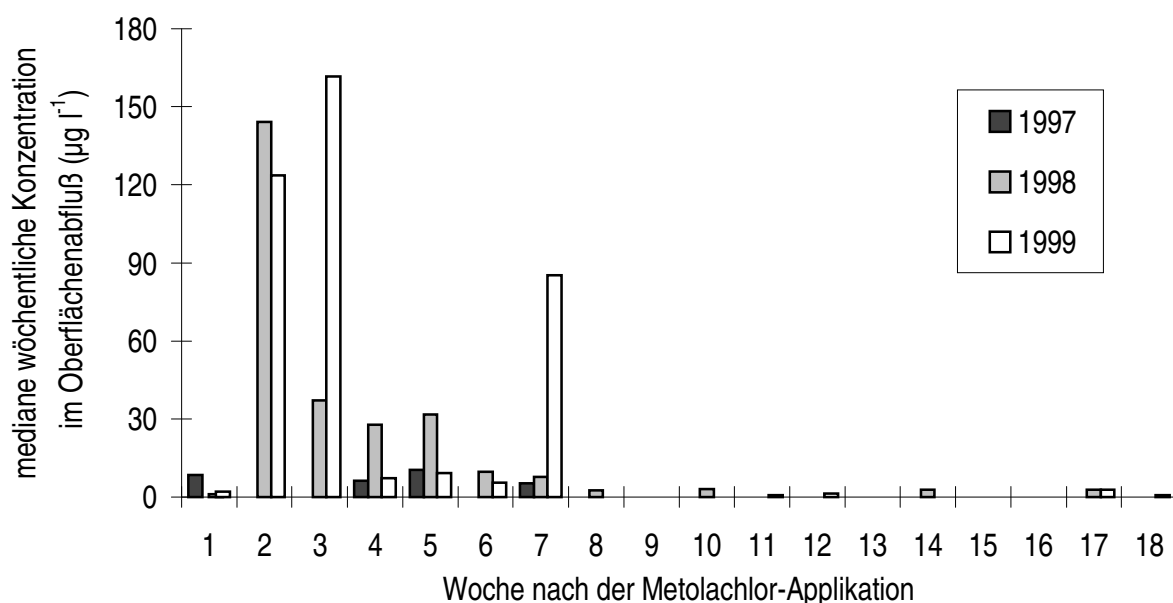


Abb. 19: Mediane wöchentliche Metolachlor-Konzentrationen im Oberflächenabfluß der Variante ohne Filterstreifen in der 1. bis 18. Woche nach den Applikationen (WnA) am 19.05.1997, 25.05.1998 und 24.05.1999 (keine Säulen: kein Abfluß in der jeweiligen Woche)

In den ersten sieben Wochen nach der Applikation werden auch die größten Unterschiede zwischen den einzelnen Versuchsjahren deutlich. In 1997 wurden insgesamt relativ niedrige mediane Metolachlor-Konzentrationen im Oberflächenabfluß von maximal 10,4 $\mu\text{g l}^{-1}$ in der fünften WnA festgestellt. In 1998 und 1999 traten mit bis zu 144 $\mu\text{g l}^{-1}$ bzw. 162 $\mu\text{g l}^{-1}$ wesentlich höhere Konzentrationen auf. Mit fortschreitender Zeit nach der Applikation waren bis auf wenige Ausnahmen abnehmende Metolachlor-Konzentrationen im Oberflächenabfluß festzustellen, so daß ab der achten WnA nur noch höchstens 2,97 $\mu\text{g l}^{-1}$ gemessen wurden. Wie bereits erwähnt, war Metolachlor im späteren Verlauf (ab der 19. WnA) im Oberflächenabfluß nur noch vereinzelt nachweisbar (s. Anhang, Tab. 55).

Terbuthylazin

Die medianen Terbuthylazin-Konzentrationen (Abb. 20) zeigen einen ähnlichen Verlauf wie die von Metolachlor. Der höchste Wochenmedian im Jahr 1997 von $39,4 \mu\text{g l}^{-1}$ wurde - wie für Metolachlor - in der fünften WnA festgestellt und lag damit ganz wesentlich über der entsprechenden Metolachlor-Konzentration ($10,4 \mu\text{g l}^{-1}$). In den beiden folgenden Jahren betrug die maximalen Terbuthylazin-Konzentrationen $106 \mu\text{g l}^{-1}$ (1998) und $62,4 \mu\text{g l}^{-1}$ (1999). Terbuthylazin ist im Handelspräparat *Stentan* zu geringeren Anteilen enthalten als Metolachlor und wurde daher in geringerer Aufwandmenge ausgebracht. Die Maximalkonzentration von Terbuthylazin im Oberflächenabfluß war damit in Bezug auf die Applikationsmenge im Jahr 1998 relativ höher, 1999 dagegen deutlich niedriger als die von Metolachlor.

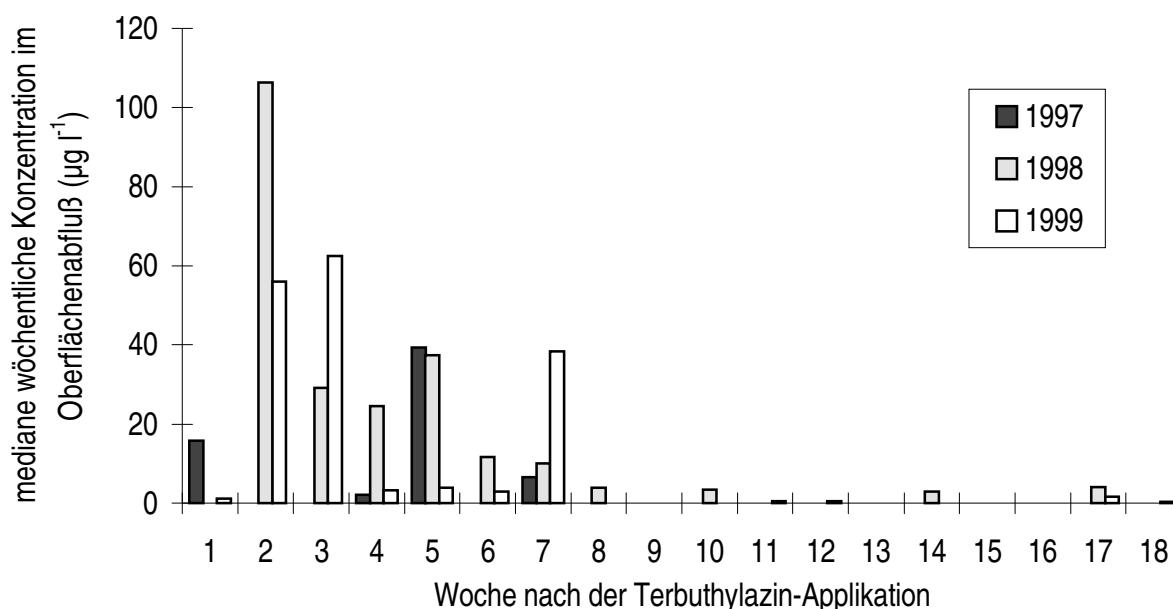


Abb. 20: Mediane wöchentliche Terbuthylazin-Konzentrationen im Oberflächenabfluß der Variante ohne Filterstreifen in der 1. bis 18. Woche nach den Applikationen (WnA) vom 19.05.1997, 25.05.1998 und 24.05.1999 (keine Säulen: kein Abfluß in der jeweiligen Woche)

Ab der sechsten WnA wurden 1997 mediane Terbuthylazin-Konzentrationen im Oberflächenabfluß bis $6,59 \mu\text{g l}^{-1}$ und 1998 bis $11,7 \mu\text{g l}^{-1}$ festgestellt; in 1999 trat noch in der 7. WnA eine mediane Konzentration von $38,4 \mu\text{g l}^{-1}$ auf. In der Zeit von der 8. bis zur 17. WnA waren die medianen Terbuthylazin-Konzentrationen - ähnlich wie bei Metolachlor - mit bis zu $4,11 \mu\text{g l}^{-1}$ gegenüber den ersten WnA deutlich niedriger. In der 18. WnA 1999 war Terbuthylazin im Oberflächenabfluß noch nachweisbar, aber nicht mehr quantitativ bestimmbar (dargestellt in Höhe der Nachweisgrenze von $0,29 \mu\text{g l}^{-1}$).

Ähnlich wie Metolachlor trat Terbutylazin ab der 19. WnA nur noch vereinzelt in nachweisbaren Konzentrationen auf (s. Anhang, Tab. 55).

Pendimethalin

Pendimethalin wird in Böden stark adsorbiert und besitzt eine deutlich geringere Wasserlöslichkeit ($0,3 \text{ mg l}^{-1}$) als Metolachlor (530 mg l^{-1}) und Terbutylazin ($8,5 \text{ mg l}^{-1}$); dadurch wies es auch ein anderes Austragsverhalten als Metolachlor und Terbutylazin auf. Die medianen Konzentrationen betragen in den ersten 18 WnA aller drei Versuchsjahre stets weniger als $7 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$, wobei die Pendimethalin-Konzentrationen im Vergleich der Versuchsjahre in 1997 - wie auch für Metolachlor und Terbutylazin - insgesamt am niedrigsten waren (Abb. 21). Die höchste mediane Konzentration von $6,75 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$ wurde in der 2. WnA 1998 festgestellt. In 1999 traten in der 2., 3. und 7. WnA ähnliche Konzentrationen (ca. $4,7 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$) auf. Ab der 8. WnA war Pendimethalin in allen Jahren im Oberflächenabfluß zumeist nicht mehr nachweisbar (dargestellt in Höhe der halben Nachweisgrenze von $0,15 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$).

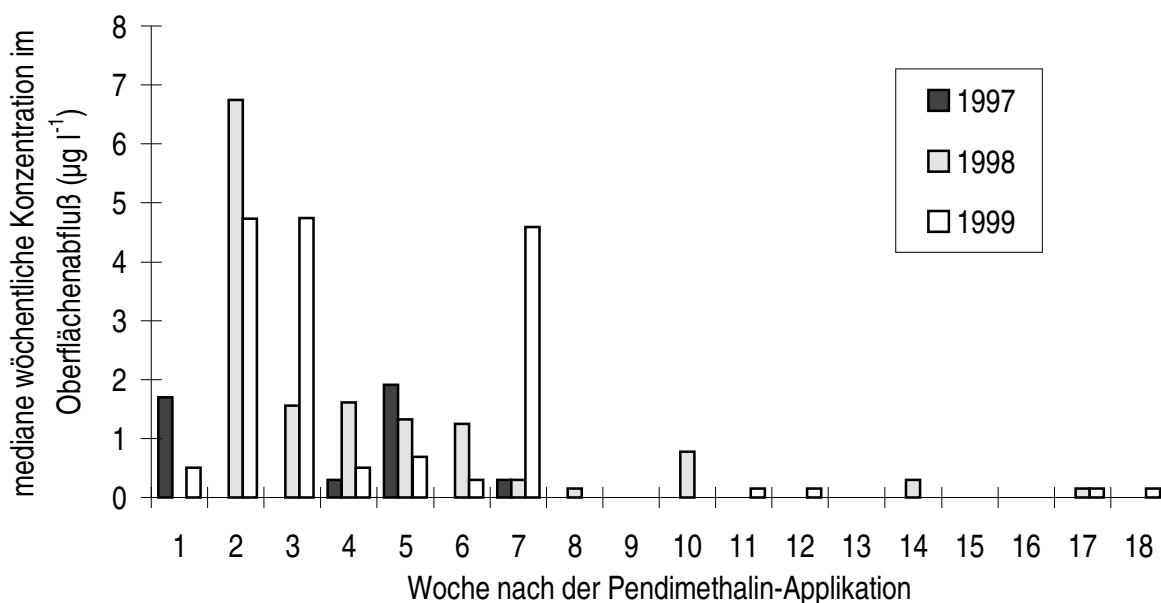


Abb. 21: Mediane wöchentliche Pendimethalin-Konzentrationen im Oberflächenabfluß der Variante ohne Filterstreifen in der 1. bis 18. Woche nach den Applikationen (WnA) vom 19.05.1997, 25.05.1998 und 24.05.1999 (keine Säulen: kein Abfluß in der jeweiligen Woche; Pendimethalin im Abfluß nicht nachweisbar: dargestellt in Höhe der halben Nachweisgrenze von $0,15 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$)

Von den untersuchten Herbizidwirkstoffen wurden für Pendimethalin im Oberflächenabfluß der Variante oF in der Zeit von der ersten bis zur 18. WnA der drei

Versuchsjahre die niedrigsten Konzentrationen festgestellt (nicht nachweisbar bis $6,75 \mu\text{g l}^{-1}$). Die Konzentrationen von Terbutylazin hatten im gleichen Zeitraum ein deutlich höheres Niveau ($0,29$ bis $106 \mu\text{g l}^{-1}$); die höchsten Konzentrationen wurden für Metolachlor mit $0,67$ bis $162 \mu\text{g l}^{-1}$ ermittelt. Nach den jeweiligen Applikationen nahmen die Konzentrationen der einzelnen Wirkstoffe im Oberflächenabfluß ab; dies kann einerseits durch Abbau- und Festlegungsprozesse, andererseits durch eine laterale und vertikale Verlagerung der Wirkstoffe und damit einen Austrag aus der Versuchsparzelle bedingt sein. Für das stark adsorbierte Pendimethalin war diese Abnahme infolge längerer Nachlieferung aus dem Boden am geringsten.

Für alle Wirkstoffe zeigten sich zwischen den Versuchsjahren deutliche Unterschiede in den gelösten Konzentrationen. Die in Kap. 5.1 dargestellten Ergebnisse zum Abbau weisen dabei nicht auf eine Anreicherung der Wirkstoffe im Oberboden der Ackerfläche hin. Daher ist ein Einfluß der vom jeweiligen Vorjahr stammenden Restgehalte im Oberboden auf die in den einzelnen Versuchsjahren festgestellten Lösungskonzentrationen im Oberflächenabfluß auszuschließen. Vielmehr sind diese Unterschiede in erster Linie auf das jeweilige Niederschlags- und Abflußgeschehen zurückzuführen (s. Kap. 6.1.3).

Herbizidlösungskonzentrationen im Oberflächenabfluß der verschiedenen Varianten mit Vegetationsfilterstreifen

Die für die einzelnen Wochen ermittelten medianen Konzentrationen waren in den Filterstreifenvarianten meist deutlich niedriger als in der Variante ohne Filterstreifen (s. Anhang, Tab. 56). Auch für die Varianten mit Filterstreifen wurden dabei in den einzelnen Versuchsjahren sehr unterschiedliche Konzentrationen der jeweiligen Wirkstoffe festgestellt (Tab. 28, S. 95). 1997 traten die höchsten medianen Konzentrationen aller vier Varianten in der 3. bis 5. WnA auf. In allen drei Filterstreifenvarianten waren diese Konzentrationen niedriger als in der Variante oF. Mit Werten von $2,40$ bzw. $1,33 \mu\text{g l}^{-1}$ wies dabei die Variante GF12m 1997 von den Filterstreifenvarianten die höchsten medianen Konzentrationen an Metolachlor und Terbutylazin auf; in den Varianten ARS und GF6m betrug die medianen Konzentrationen beider Wirkstoffe dagegen in allen Wochen weniger als $1 \mu\text{g l}^{-1}$. Pendimethalin war 1997 in den Abflusssuspensionen der drei Filterstreifenvarianten nicht nachweisbar. 1998 und 1999 traten die höchsten medianen Konzentrationen in allen Varianten in der zweiten WnA auf; sie waren dabei für alle Wirkstoffe deutlich höher als im Jahr 1997. Auch 1998 waren die medianen Konzentrationen der Filterstreifenvarianten im Vergleich zur Variante oF vermindert; von den Filterstreifen wies die Variante GF6m die höchsten Konzentrationen auf. 1999 wiesen bei sehr geringen Abflussmengen (s. Anhang, Tab. 56) sowohl die Variante ARS als auch GF6m teilweise höhere Konzentrationen als die Variante oF auf. Für GF12m erfolgte aufgrund der sehr geringen Abflussmengen keine

Probenahme durch die automatischen Probenahmegeräte. Die beschriebenen höchsten medianen Konzentrationen sind vor allem durch einzelne Oberflächenabflußereignisse geprägt, die eingehend in Kap. 6.1.3 behandelt werden.

Tab. 28: Höchste Wochenmediane der Konzentrationen ($\mu\text{g l}^{-1}$) von Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin im Oberflächenabfluß der verschiedenen Filterstreifenvarianten im Anschluß an die *Stentan*-Applikationen am 19.05.1997, 25.05.1998 und 24.05.1999 (n.u. = nicht untersucht, n.n. = nicht nachweisbar, n.b. = nicht bestimmbar)

Wirkstoff	Jahr	ohne Filterstreifen (oF)	Ackerrandstreifen (ARS)	6 m Grasfilterstreifen (GF6m)	12 m Grasfilterstreifen (GF12m)
Metolachlor	1997	10,4	0,56	0,79	2,40
	1998	144	69,1	80,4	57,7
	1999	124	145	108	n.u.
Terbutylazin	1997	39,4	0,52	0,69	1,33
	1998	106	48,6	57,9	40,0
	1999	56,0	60,4	44,5	n.u.
Pendimethalin	1997	1,91	n.n.	n.n.	n.n.
	1998	6,75	2,59	4,41	n.b.
	1999	4,72	3,95	5,94	n.u.

Im weiteren Verlauf der einzelnen Jahre traten in den Varianten ARS und GF6m nur während weniger Wochen Oberflächenabflüsse auf. In der Variante **Ackerrandstreifen** waren Metolachlor und Terbutylazin dabei 1997 bis zur 6. WnA nachweisbar, 1998 und 1999 dagegen noch in der 17. bzw. 18. WnA (s. Anhang, Tab. 56). Die Konzentrationen waren nach der 2. WnA mit bis zu $3,95 \mu\text{g l}^{-1}$ Metolachlor und $2,74 \mu\text{g l}^{-1}$ Terbutylazin sehr niedrig; Pendimethalin war nicht mehr nachweisbar. Gegenüber der Variante oF waren die Konzentrationen im Oberflächenabfluß von ARS zumeist deutlich vermindert. Lediglich 1999 in der 18. WnA wurden für ARS höhere Metolachlor- und Terbutylazin-Konzentrationen als für oF festgestellt, die auf einen vergleichsweise geringen Austrag der zuvor im Filterstreifen zurückgehaltenen Wirkstoffe hindeuten.

1997 und 1999 wurde für die Variante mit **6 m breitem Grasfilterstreifen** lediglich in der 4. bzw. 2. WnA Oberflächenabfluß mit sehr geringen Abflußsummen festgestellt. 1998 trat dagegen auch später noch vereinzelt Abfluß auf, wobei die Konzentrationen von Metolachlor und Terbutylazin in der Variante GF6m mit maximal $2,03$ bzw. $3,27 \mu\text{g l}^{-1}$ im Vergleich zur Variante oF stets vermindert waren (s. Tab. 56 im Anhang). Für Pendimethalin wurden dagegen mit $1,04$ bzw. $1,15 \mu\text{g l}^{-1}$ vereinzelt höhere Konzentrationen als in der Variante oF festgestellt, die wiederum auf einen Austrag des bei vorherigen Ereignissen im Filterstreifen zurückgehaltenen Wirkstoffs

hindeuten. Da Pendimethalin v.a. an das Sediment adsorbiert verlagert wird und abgetragenes Sediment verstärkt im ackernahen Filterstreifenbereich abgelagert wird (BINGHAM et al., 1980), wurde dieser zeitverzögerte Austrag vermutlich durch die vergleichsweise geringe Filterstreifenbreite von 6 m begünstigt.

In der Variante mit **12 m breitem Grasfilterstreifen** wurde 1999 lediglich in zwei der 18 Wochen Oberflächenabfluß festgestellt; 1997 und 1998 traten dagegen fast während der gesamten betrachteten Zeiträume Oberflächenabflüsse auf. Ab der 3. WnA waren die Konzentrationen dabei mit bis zu $2,40 \mu\text{g l}^{-1}$ Metolachlor und $1,33 \mu\text{g l}^{-1}$ Terbutylazin in der Variante GF12m sehr gering und gegenüber der Variante oF deutlich vermindert (s. Anhang, Tab. 56). Von der 5. WnA bis zur 18. WnA waren Metolachlor und Terbutylazin - wie auch Pendimethalin während der gesamten Zeit - im Oberflächenabfluß zumeist nicht mehr nachweisbar bzw. wurden nur in geringen, nicht quantifizierbaren Konzentrationen nachgewiesen. Die medianen Konzentrationen der einzelnen Wirkstoffe waren damit in allen Varianten mit Filterstreifen zumeist deutlich niedriger als in der Variante oF, wobei v.a. Pendimethalin nach Passage der Filterstreifen häufig nicht bzw. in nur sehr geringen Konzentrationen nachweisbar war.

Gehalte im Sediment der verschiedenen Filterstreifenvarianten

Für die potentielle Belastung von Oberflächengewässern mit Pflanzenschutzmitteln sind nicht nur die gelösten Herbizidausträge von landwirtschaftlichen Flächen von Bedeutung, sondern auch die Wirkstoffmengen, die in adsorbierter Form mit dem abgetragenen Sediment verlagert werden. Zur Ermittlung der gesamten Herbizidausträge müssen deshalb zusätzlich die Sedimentmengen berücksichtigt werden (s. Kap. 6.3). In Abhängigkeit von den Wirkstoffeigenschaften können die gelöst oder an das Sediment adsorbiert ausgetragenen Herbizidanteile variieren. Die Gehalte der einzelnen Wirkstoffe im abgetragenen Sediment sind im folgenden jeweils von der 1. bis zur 7. Woche nach der Applikation dargestellt. Nach mehr als sieben Wochen waren die Sedimentmengen im Oberflächenabfluß des wachsenden Maisbestandes in allen drei Versuchsjahren im allgemeinen zu gering, um Herbizidanalysen durchführen zu können.

Metolachlor

1997 betrug der höchste mediane wöchentliche Metolachlor-Gehalt im abgetragenen Sediment der Variante oF $83,1 \mu\text{g kg}^{-1}$, der wie die höchste mediane wöchentliche Lösungskonzentration (vgl. Abb. 19, S. 91) in der fünften WnA auftrat (Abb. 22, S. 97). Im Sediment der Varianten ARS und GF12m war Metolachlor 1997 nicht nachweisbar (dargestellt in Höhe der halben Nachweisgrenze von $11,5 \mu\text{g kg}^{-1}$); in der Variante GF6m konnten infolge sehr geringer Oberflächenabfluß- und Sedimentmengen keine Analysen durchgeführt werden.

Der höchste Wert des Jahres 1998 von $770 \mu\text{g kg}^{-1}$ trat in der Variante oF zwei WnA auf. Die Gehalte in den Varianten mit Filterstreifen waren demgegenüber vermindert; sie betragen $522 \mu\text{g kg}^{-1}$ in der Variante ARS, $552 \mu\text{g kg}^{-1}$ in der Variante GF6m und $580 \mu\text{g kg}^{-1}$ in der Variante GF12m. Im weiteren Verlauf des Jahres 1998 nahm der Metolachlor-Gehalt im ausgetragenen Sediment der Variante oF stark ab und betrug in der 7. WnA mit $46,0 \mu\text{g kg}^{-1}$ noch 6 % des Höchstwertes. In allen Varianten mit Filterstreifen waren nach Passage durch die Filterstreifen die Sedimentmengen zu gering, um Herbizidanalysen durchführen zu können.

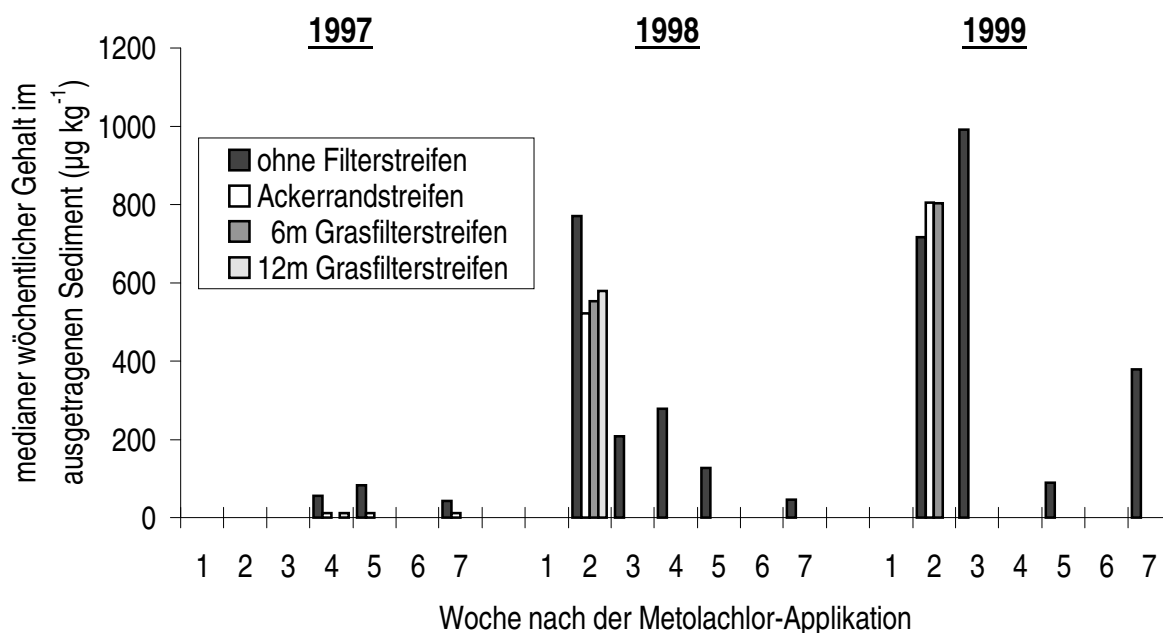


Abb. 22: Mediane wöchentliche Metolachlor-Gehalte im abgetragenen Sediment der einzelnen Varianten in der 1. bis 7. Woche nach den Applikationen vom 19.05.1997, 25.05.1998 und 24.05.1999 (keine Säulen: kein Abfluß in der jeweiligen Woche; nicht nachweisbare Konzentrationen: dargestellt in Höhe der halben Nachweisgrenze von $11,5 \mu\text{g kg}^{-1}$)

1999 wurde in der Variante oF der höchste Metolachlor-Gehalt von $990 \mu\text{g kg}^{-1}$ in der 3. WnA festgestellt. Im Vergleich zu diesem Wert waren die Gehalte in den Varianten ARS und GF6m in der zweiten WnA mit 805 bzw. $803 \mu\text{g kg}^{-1}$ vermindert, gegenüber dem Wert der Variante oF in der zweiten WnA von $716 \mu\text{g kg}^{-1}$ jedoch leicht erhöht. Im weiteren Verlauf nahmen die Gehalte im abgetragenen Sediment der Variante oF zunächst ab; in der siebten WnA stieg der Gehalt wiederum auf $378 \mu\text{g kg}^{-1}$. Auch 1999 wurden durch die verschiedenen Filterstreifen nach der 2. WnA die Sedimentmengen in den Abflusssuspensionen so stark reduziert, daß keine Herbizidanalysen durchgeführt werden konnten.

Terbuthylazin

Die medianen wöchentlichen Terbuthylazin-Gehalte im abgetragenen Sediment waren im Vergleich der drei Versuchsjahre im Jahr 1997 sehr niedrig (Abb. 23). Der höchste Wert der Variante oF betrug $55,6 \mu\text{g kg}^{-1}$ und trat in der siebten WnA auf. Im Sediment der Variante ARS waren alle ermittelten Werte nahe der Nachweisgrenze ($12,8 \mu\text{g kg}^{-1}$), während in der Variante GF12m mit $88,3 \mu\text{g kg}^{-1}$ der höchste mediane wöchentliche Gehalt des Jahres 1997 auftrat.

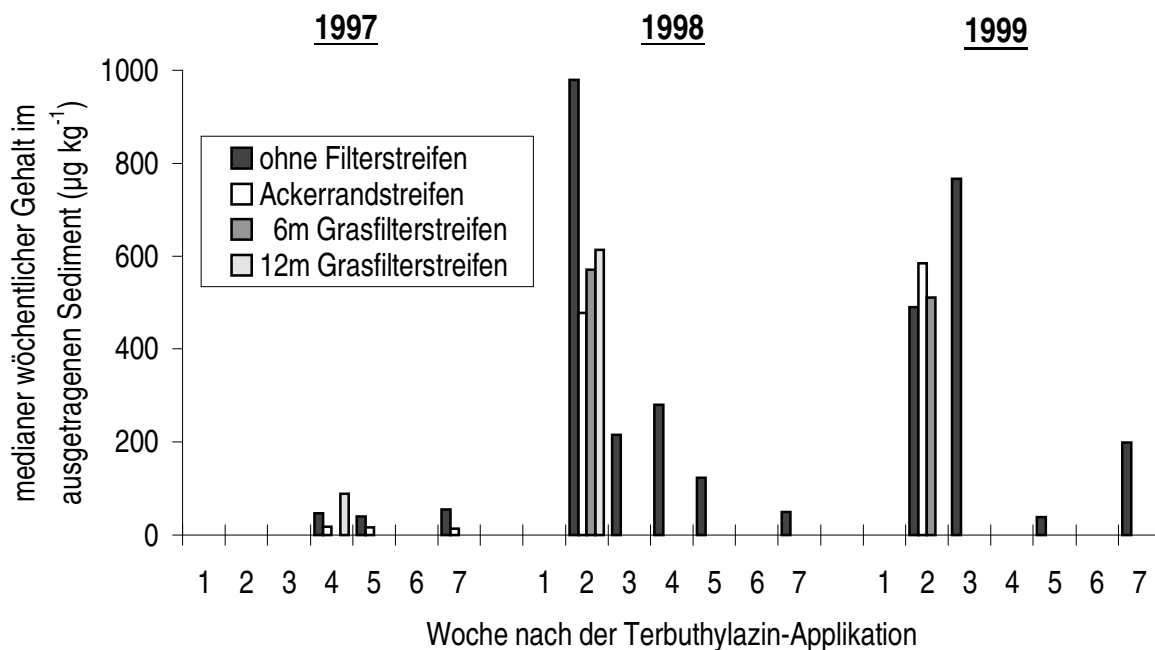


Abb. 23: Mediane wöchentliche Terbuthylazin-Gehalte im abgetragenen Sediment der einzelnen Varianten in der 1. bis 7. Woche nach den Applikationen vom 19.05.1997, 25.05.1998 und 24.05.1999 (keine Säulen: kein Abfluß in der jeweiligen Woche)

Im Jahr 1998 betrug der höchste Wert von Terbuthylazin der Variante oF $979 \mu\text{g kg}^{-1}$ und trat in der 2. WnA auf. Die Gehalte im abgetragenen Sediment der Varianten mit Filterstreifen waren demgegenüber deutlich reduziert. Im Sediment der Variante ARS wurden $478 \mu\text{g kg}^{-1}$, in der Variante GF6m $571 \mu\text{g kg}^{-1}$ und in der Variante GF12m $613 \mu\text{g kg}^{-1}$ ermittelt. Im weiteren Verlauf nahm der Terbuthylazin-Gehalt in der Variante oF auf $49,6 \mu\text{g kg}^{-1}$ in der siebten WnA ab. 1999 wurde - ähnlich wie bei Metolachlor - der höchste mediane Terbuthylazin-Gehalt der Variante oF in der dritten WnA mit $766 \mu\text{g kg}^{-1}$ festgestellt. Die Gehalte im abgetragenen Sediment der Varianten ARS und GF6m betragen in der zweiten WnA 584 bzw. $511 \mu\text{g kg}^{-1}$. Im weiteren Verlauf nahm der Gehalt im Sediment der Variante oF ab; er erreichte in der siebten WnA jedoch nochmals $198 \mu\text{g kg}^{-1}$. Wie bereits für Metolachlor beschrieben, traten in

allen Varianten mit Filterstreifen 1998 und 1999 nur bei wenigen Abflußereignissen für Herbizidanalysen ausreichende Sedimentmengen auf.

Pendimethalin

Aufgrund seiner starken Sorptionsneigung liegt Pendimethalin in Böden vor allem in adsorbierter, zu geringeren Anteilen in gelöster Form vor und unterliegt daher insbesondere einer Verlagerung mit dem abgetragenen Sediment. Die medianen wöchentlichen Gehalte im Sediment sind deutlich höher als bei Metolachlor und Terbutylazin (Abb. 24, S. 99). Im Jahr 1997 trat der höchste mediane wöchentliche Pendimethalin-Gehalt im abgetragenen Sediment der Variante oF in der fünften WnA auf; der entsprechende Wert war mit $451 \mu\text{g kg}^{-1}$ deutlich niedriger als in den anderen beiden Versuchsjahren. Im Sediment der Variante ARS wurde der höchste mediane wöchentliche Gehalt 1997 in der siebten WnA festgestellt und war mit $74,2 \mu\text{g kg}^{-1}$ gegenüber der Variante oF mit $78,6 \mu\text{g kg}^{-1}$ kaum reduziert. In den Sedimentproben, die den 12 m breiten Grasfilterstreifen passiert hatten, war Pendimethalin 1997 nicht nachweisbar (dargestellt in Höhe der halben Nachweisgrenze von $10,2 \mu\text{g kg}^{-1}$: 4. WnA).

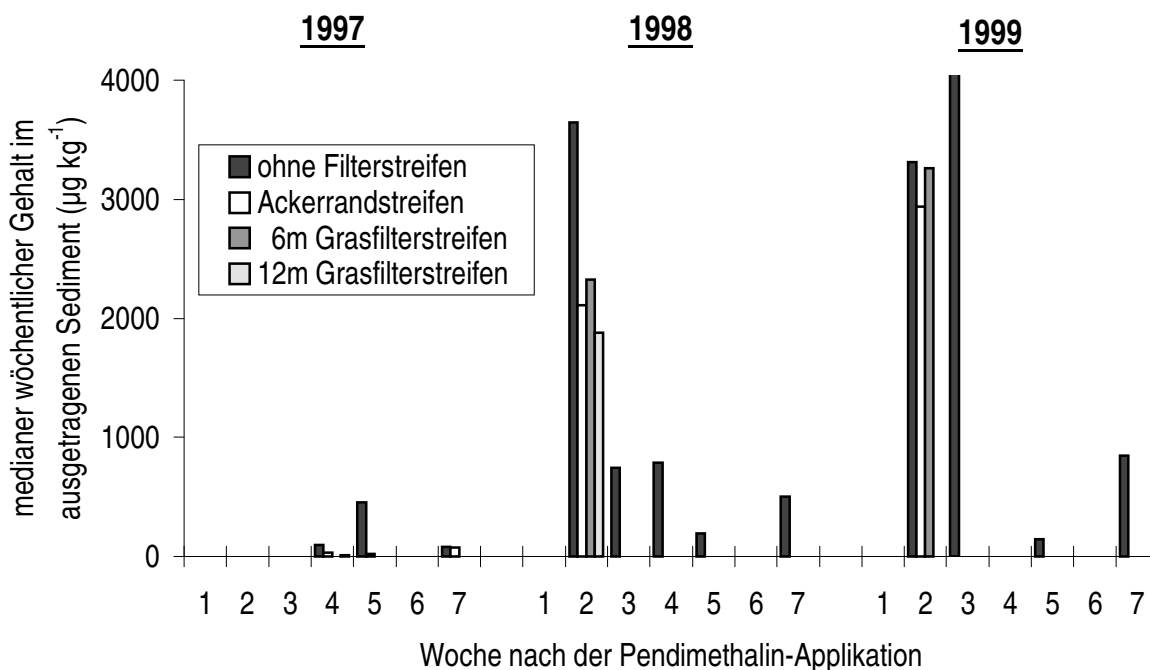


Abb. 24: Mediane wöchentliche Pendimethalin-Gehalte im abgetragenen Sediment der einzelnen Varianten in der 1. bis 7. Woche nach den Applikationen vom 19.05.1997, 25.05.1998 und 24.05.1999 (keine Säulen: kein Abfluß in der jeweiligen Woche; nicht nachweisbare Gehalte: dargestellt in Höhe der halben Nachweisgrenze von $10,2 \mu\text{g kg}^{-1}$)

Im Jahr 1998 betrug der höchste mediane wöchentliche Pendimethalin-Gehalt $3.643 \mu\text{g kg}^{-1}$ und trat in der zweiten WnA in der Variante oF auf. Die höchsten Gehalte der verschiedenen Varianten mit Filterstreifen waren demgegenüber deutlich reduziert; sie betragen in der Variante ARS $2.108 \mu\text{g kg}^{-1}$, in der Variante GF6m $2.324 \mu\text{g kg}^{-1}$ und in der Variante GF12m $1.879 \mu\text{g kg}^{-1}$. Im weiteren Verlauf der Vegetationsperiode nahm der Pendimethalin-Gehalt in der Variante oF ab; in der siebten WnA wurden noch $499 \mu\text{g kg}^{-1}$ bzw. 14 % des Höchstwertes festgestellt. In den Filterstreifenvarianten traten 1998 keine weiteren Abflußereignisse mit Sedimentabtrag auf. 1999 wurden Pendimethalin-Gehalte in den Sedimenten beobachtet, die sowohl in Bezug auf die einzelnen Versuchsjahre als auch auf die verschiedenen Wirkstoffe am höchsten waren. Sie betragen in der Variante oF $4.214 \mu\text{g kg}^{-1}$ (3. WnA) und in den Filterstreifenvarianten jeweils in der 2. WnA $2.940 \mu\text{g kg}^{-1}$ (ARS) bzw. $3.261 \mu\text{g kg}^{-1}$ (GF6m). In der 7. WnA wurde in der Variante oF nochmals Sediment mit Pendimethalin-Gehalten von $847 \mu\text{g kg}^{-1}$ (20 % des Höchstwertes) ausgetragen, während die Varianten mit Filterstreifen nach der 2. WnA keine Sedimentabträge mehr aufwiesen.

Für alle Wirkstoffe wurden damit die höchsten medianen Gehalte in den Sedimenten zumeist in der Variante oF festgestellt. Dabei wurden die jeweiligen Gehalte - bei einer tendenziellen Abnahme mit zunehmender Zeit nach den Applikationen - v.a. durch das jeweilige Niederschlags- und Abflußgeschehen beeinflußt (s. Kap. 6.1.3). Entsprechend dem in Kap. 4 beschriebenen Sorptionsverhalten waren zwischen den Wirkstoffen ebenfalls Unterschiede zu beobachten. Metolachlor und Terbutylazin wurden auf Grund ihrer höheren Löslichkeit vor allem in gelöster Form ausgetragen; die Gehalte im abgetragenen Sediment betragen bei diesen Wirkstoffen maximal 2908 und $1981 \mu\text{g kg}^{-1}$ (Tab. 29). Das sehr viel stärker zur Sorption neigende Pendimethalin wurde dagegen überwiegend in adsorbierter Form mit dem abgetragenen Sediment transportiert.

Tab. 29: Maximale und mediane Gehalte der Wirkstoffe Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin in den während des gesamten Versuchszeitraums in den Oberflächenabflußsuspensionen nach natürlichen Niederschlägen ausgetragenen Sedimenten sowie die jeweiligen anhand von Adsorptionsisothermen ermittelten K_F -Werte (s. Kap. 4.1) und Löslichkeiten

	Maximum ($\mu\text{g kg}^{-1}$)	Median ($\mu\text{g kg}^{-1}$)	K_F -Wert (Laborversuch)	Löslichkeit (mg l^{-1})
Metolachlor	2908	451	6,38	530
Terbutylazin	1981	304	8,97	8,5
Pendimethalin	7800	1571	362	0,3

Zusammenfassend läßt sich feststellen, daß im Rahmen der Feldversuche sehr unterschiedliche Austräge für die untersuchten Wirkstoffe beobachtet wurden. Während aufgrund des Niederschlagsgeschehens im Jahr 1997 insgesamt nur wenige Abflußereignisse auftraten, die nur geringe Austräge von gelösten und an das abgetragene Sediment adsorbierten Wirkstoffen zur Folge hatten, traten 1998 und 1999 erheblich mehr und stärker erosiv wirksame Niederschlagsereignisse auf. Daher wurden häufiger Herbizidwirkstoffe aus der Versuchsfläche ausgetragen; auch die Lösungskonzentrationen und Gehalte der Herbizide in den Sedimenten der Oberflächenabflußsuspensionen waren deutlich höher (zu den Frachten s. Kap. 6.3). Im allgemeinen wiesen die Oberflächenabflußsuspensionen für alle Wirkstoffe nach der Passage durch die verschiedenen Filterstreifen mehr oder weniger deutlich reduzierte Lösungskonzentrationen und Gehalte in den Sedimenten auf. Die Wirksamkeit der einzelnen Filterstreifen wird in Kap. 7 bewertet.

6.1.2 Ausgewählte Abflußereignisse nach Beregnungen

Der durch Oberflächenabfluß bedingte Austrag der Herbizidwirkstoffe wurde insbesondere durch einzelne Niederschlagsereignisse mit hohen Abflußsummen bestimmt. Anhand von Beregnungen wurde daher das Austragsverhalten der jeweils im Mai applizierten Wirkstoffe Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin für die Varianten ohne Filterstreifen (oF) sowie mit 3 m breiten Grasfilterstreifen (GF3m) bei definierten Niederschlagsbedingungen untersucht. Im folgenden werden zunächst die Lösungskonzentrationen der verschiedenen Wirkstoffe im Oberflächenabfluß dargestellt, die für die einzelnen Beregnungstermine ermittelt wurden. Dabei wird als erstes auf die Variante oF eingegangen und dann der Einfluß des Grasfilterstreifens auf die Lösungskonzentrationen aufgezeigt. Anschließend erfolgt eine Darstellung der Wirkstoffgehalte in den Sedimenten, die mit den Oberflächenabflußsuspensionen ausgetragen wurden; auch dabei werden zunächst die Ergebnisse der Variante oF und dann die der Variante GF3m aufgeführt.

Lösungskonzentrationen im Oberflächenabfluß der Variante oF

Im Verlauf der einzelnen Beregnungen nahmen die Konzentrationen aller Wirkstoffe im Oberflächenabfluß zumeist deutlich ab. Diese Abnahme ließ sich anhand der in Kap. 2.6.3 erläuterten Potentialfunktionen in Abhängigkeit von der jeweiligen Beregnungssumme beschreiben. Im folgenden Abschnitt werden zunächst die für die einzelnen Wirkstoffe und Beregnungstermine ermittelten Beziehungen zwischen Niederschlagsmenge und Lösungskonzentrationen im Oberflächenabfluß wiedergegeben. Desweiteren wird der Einfluß verschiedener Parameter, d.h. des zeitlichen Abstands zur Applikationen sowie der Beregnungs- und Abflußintensität, auf die

Lösungskonzentrationen im Oberflächenabfluß untersucht. Die entsprechenden Ergebnisse sind in einem zweiten Abschnitt dargestellt.

Beschreibung der Lösungskonzentrationen im Oberflächenabfluß in Abhängigkeit von der Beregnungssumme

In Abb. 25 sind beispielhaft die 1999 8 TnA ermittelten Lösungskonzentrationen der einzelnen Wirkstoffe im Oberflächenabfluß eines Beregnungsversuchs in Abhängigkeit von der Niederschlagssumme sowie die dafür berechneten Potentialfunktionen wiedergegeben. Die höchste Metolachlor-Konzentration betrug $224 \mu\text{g l}^{-1}$; für Terbutylazin wurde mit $137 \mu\text{g l}^{-1}$ ein ca. 40 % niedrigerer Maximalwert festgestellt. Im Verlauf des Beregnungsversuchs nahmen die Konzentrationen von Metolachlor stärker ab als die von Terbutylazin, so daß die gegen Ende der Beregnung ermittelten Werte beider Wirkstoffe mit ca. 25 bzw. $20 \mu\text{g l}^{-1}$ eine ähnliche Größenordnung erreichten. Dabei ist zu berücksichtigen, daß die Applikationsmenge von Metolachlor etwa doppelt so hoch wie die von Terbutylazin war (s. Kap. 2.2.2). Auf die jeweilige Ausbringungsmenge bezogen waren die Terbutylazin-Konzentrationen somit tendenziell höher als die von Metolachlor.

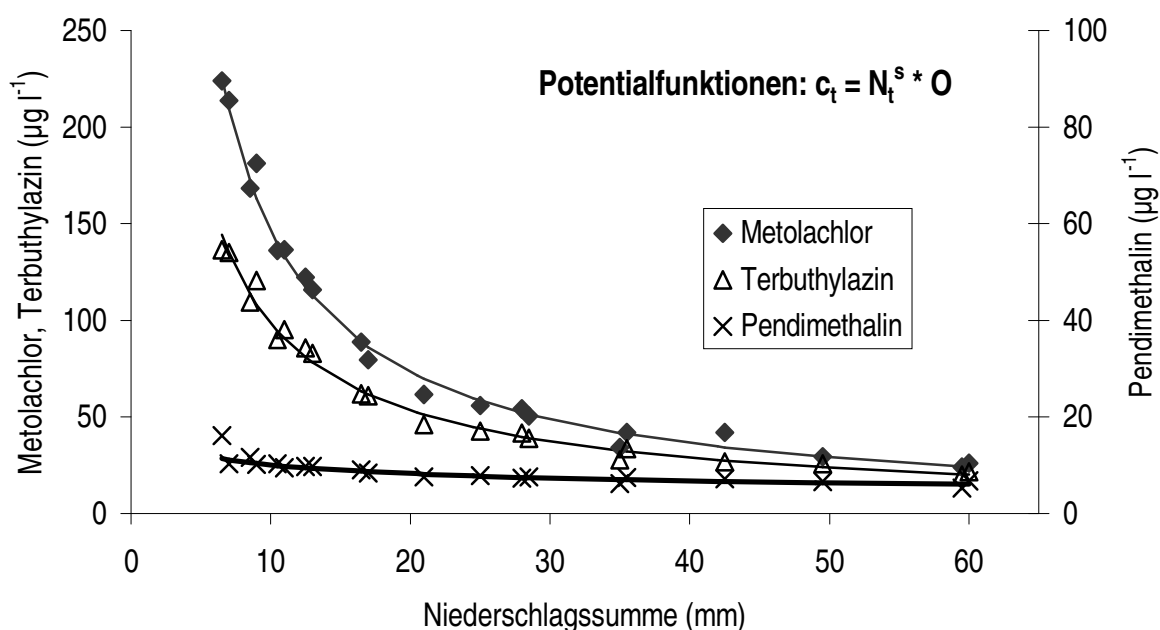


Abb. 25: Lösungskonzentrationen der Wirkstoffe Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin im Oberflächenabfluß der Variante ohne Filterstreifen bei einer Beregnung (60 mm in 120 min) acht Tage nach der *Stentan*-Applikation vom 24.05.1999 sowie Darstellung der für die Konzentrationen berechneten Potentialfunktionen (c_t = Konzentration zum Zeitpunkt t ; N_t = Niederschlagssumme zum Zeitpunkt t ; O, s = Konstanten; Metolachlor: $c_t = N_t^{-1,00} * 1472$, $r^2 = 0,987$, $n = 20$; Terbutylazin: $c_t = N_t^{-0,883} * 753$, $r^2 = 0,989$, $n = 20$; Pendimethalin: $c_t = N_t^{-0,286} * 19,5$, $r^2 = 0,892$, $n = 19$)

Für das stark zur Adsorption neigende Pendimethalin wurden im Oberflächenabfluß maximal $16,1 \mu\text{g l}^{-1}$ festgestellt. Dieser Wert war im Vergleich zu den anderen Wirkstoffen auch unter Berücksichtigung der Aufwandmenge deutlich niedriger. Im Verlauf der Berechnung nahmen die Pendimethalin-Konzentrationen vergleichsweise geringfügig ab; gegen Ende der Berechnung wurden ca. $6 \mu\text{g l}^{-1}$ festgestellt. Trotz der weniger ausgeprägten Konzentrationsabnahme blieben die Werte von Pendimethalin während der gesamten Berechnung auf einem deutlich niedrigeren Niveau als die der anderen beiden Wirkstoffe.

In der durch Logarithmieren linearisierten Form der Potentialfunktionen zur Beschreibung der Konzentration c_t zum Zeitpunkt t in Abhängigkeit von der jeweiligen Niederschlagssumme N_t

$$\log c_t = s * \log N_t + \log O$$

stellt **log O** einen konstanten Wert und **s** die Steigung der Geraden dar. In Abb. 26 (S. 104) sind die Lösungskonzentrationen von Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin für die einzelnen Berechnungstermine anhand der jeweils ermittelten Funktionen dargestellt. Die entsprechenden Parameter der einzelnen Funktionen sind im Anhang (Tab. 60) wiedergegeben. Für mehrere Termine und alle Wirkstoffe wurden dabei einige zu Beginn der Abflußereignisse aufgetretene Konzentrationen als Ausreißer identifiziert und nicht in die Regressionsberechnung einbezogen (s. Anhang, Tab. 59).

Von den verschiedenen Wirkstoffen wies Metolachlor bei allen Terminen die höchsten Anfangskonzentrationen auf. Diese waren mit der ausgeprägtesten Konzentrationsabnahme im Verlauf der einzelnen Berechnungen verbunden. Die sich nach Extrapolation der Geraden ergebenden Schnittpunkte der verschiedenen Wirkstoffe liegen dabei für alle Berechnungen bei Niederschlagssummen, die weit höher als die untersuchten waren. Für Metolachlor und Terbutylazin ergeben sich für die einzelnen Termine vergleichsweise geringe Unterschiede in den Kurvenverläufen (Abb. 26) bzw. in den berechneten Kurvenparametern (Tab. 60 im Anhang). Pendimethalin weist dagegen bei allen Termine deutlich niedrigere Werte für $\log O$ als Metolachlor und Terbutylazin auf; auch ist der Betrag von s niedriger, d.h. die Konzentrationsabnahme von Pendimethalin war im Verlauf der einzelnen Berechnungen weniger ausgeprägt als für die beiden anderen Wirkstoffe. Während Metolachlor und Terbutylazin also ein annähernd vergleichbares Austragsverhalten zeigten, unterschied sich Pendimethalin sowohl in Bezug auf die Höhe der Konzentrationen als auch auf die Veränderungen innerhalb der Berechnungen deutlich von den anderen beiden Wirkstoffen.

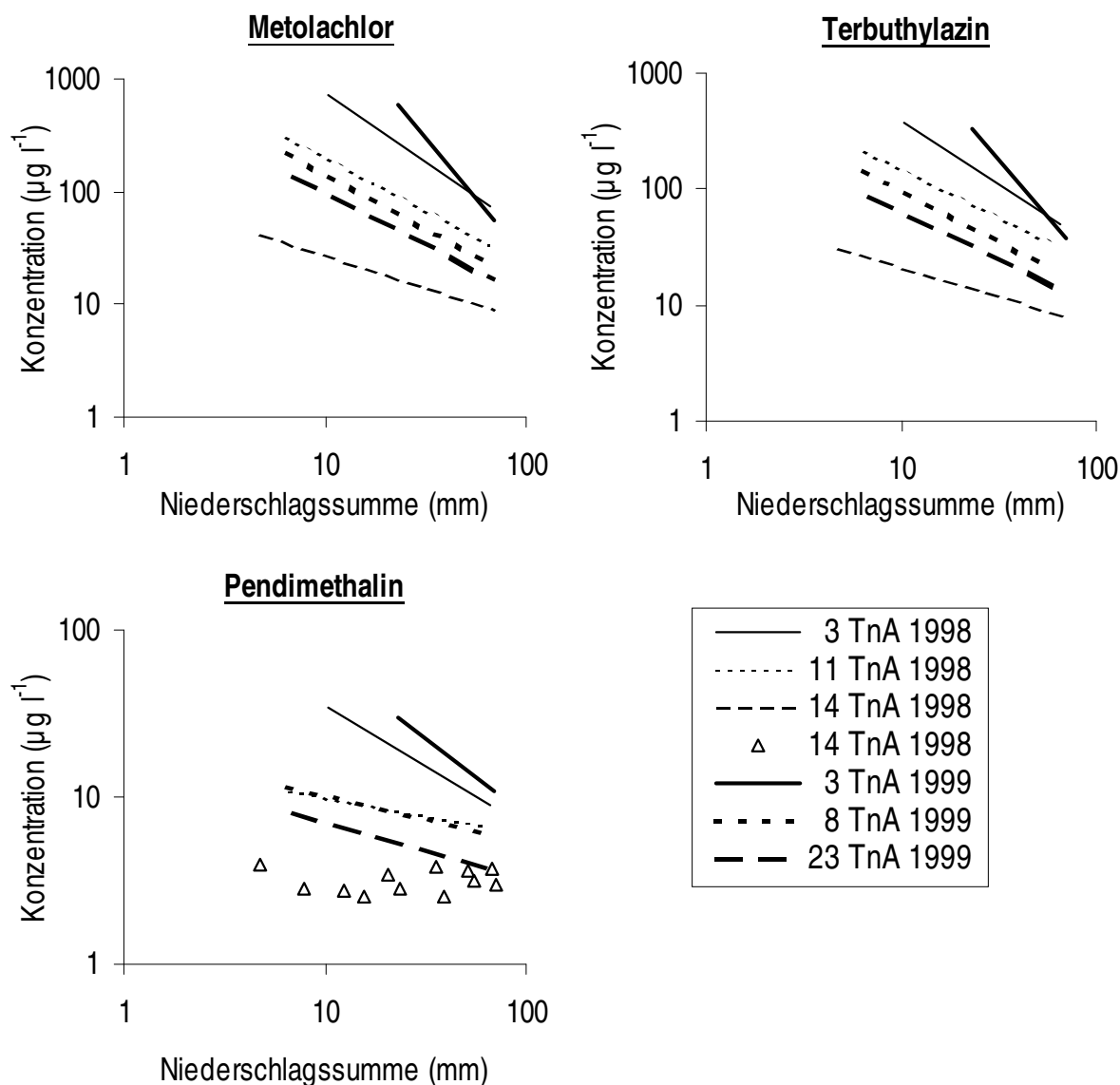


Abb. 26: Beschreibung der Lösungskonzentrationen von Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin im Oberflächenabfluß der Variante ohne Filterstreifen in Abhängigkeit von der Niederschlagssumme bei den im Anschluß an die *Stentan*-Applikationen am 25.05.1998 und 24.05.1999 durchgeführten Berechnungen anhand von Potentialfunktionen (durch Logarithmieren linearisierte Darstellung; TnA = Tage nach Applikation)

Für alle Wirkstoffe wurden 1998 und 1999 bei den Berechnungsversuchen am 3. TnA die höchsten Konstanten und damit auch die ausgeprägtesten Konzentrationsabnahmen im Versuchsverlauf festgestellt. Bei einem deutlich späteren Abflußbeginn nach Einsetzen der Beregnung war die Anfangskonzentration 1999 3 TnA deutlich höher als 1998 3 TnA (vgl. Tab. 32, S. 114; s. auch Anhang, Tab. 59). Die 1999 am 3. TnA ausgeprägtere Konzentrationsabnahme führte dazu, daß sich für Metolachlor und Terbutylazin die Kurven beider Termine bei Niederschlagssummen von ca. 57 bzw. 55 mm schnitten, d.h. gegen Ende der Beregnungen waren die

Konzentrationen beider Wirkstoffe 1999 am 3. TnA niedriger als 1998 am 3. TnA. Insgesamt wurden aber 1999 am 3. TnA höhere mittlere Konzentrationen aller Wirkstoffe als 1998 festgestellt (Abb. 26). Während 1999 zwischen der Applikation und der Beregnung am 3. TnA kein Niederschlag gefallen war, trat 1998 mit einer Niederschlagssumme von 18,2 mm am 3. TnA eine Vorbefeuchtung auf (Tab. 30, S. 106). Wahrscheinlich war daher bei der Beregnung 1998 der Anteil leicht desorbierbarer Wirkstoffanteile an der Bodenoberfläche geringer, da der vorher gefallene Niederschlag die Diffusion der Wirkstoffe in das Aggregatinnere und damit eine stärkere Festlegung begünstigt haben kann (PÄTZOLD, 1998). Auch kann der Niederschlag zu einer vertikalen Verlagerung von Wirkstoffanteilen aus den obersten Zentimetern der Ackerkrume und damit aus dem Bereich, der die Wirkstoffe für den Oberflächenabfluß liefert, geführt haben (LEONARD, 1990). Von einer derartigen Tiefenverlagerung sind v.a. Wirkstoffe mit hoher Wasserlöslichkeit und geringerer Adsorptionsneigung wie Metolachlor und Terbutylazin betroffen (KÖRDEL et al., 1993; HAIDER, 1994). Zudem waren die Abflußintensitäten, d.h. die pro Minute und Flächeneinheit ermittelten Oberflächenabflußmengen 1999 am 3. TnA deutlich niedriger als 1998. Dies ist einerseits ebenfalls auf die unterschiedliche Vorbefeuchtung zurückzuführen, da durch den vor der Beregnung 1998 aufgetretenen Niederschlag eine Verschlämmung der Bodenoberfläche und damit die Bildung von Oberflächenabfluß begünstigt wurde. Andererseits waren die unterschiedlichen Abflußintensitäten auch dadurch bedingt, daß die beiden Beregnungen zwar mit ähnlichen Niederschlagssummen, aber unterschiedlichen Niederschlagsintensitäten durchgeführt wurden (Tab. 30, S. 106). Wie weiter unten erläutert wird, wurden die Konzentrationen im Oberflächenabfluß sehr stark von der jeweiligen Abflußintensität beeinflusst.

Mit zunehmendem zeitlichen Abstand zur Applikation nahmen für Metolachlor und Terbutylazin die für die Beregnungsversuche berechneten Anfangskonzentrationen im Abflußwasser deutlich ab (Abb. 26, S. 104). Die Konzentrationen waren damit bei den späteren Terminen insgesamt niedriger und veränderten sich dabei innerhalb der einzelnen Beregnungen weniger stark als kurz nach der Applikation. So zeigten z.B. die Funktionen für den Beregnungsversuch am 11. TnA 1998 und am 8. TnA 1999 jeweils einen ähnlichen Verlauf. Dabei ist zu berücksichtigen, daß die Beregnung am 11. TnA 1998 auf separaten, d.h. zuvor noch nicht beregneten Parzellen durchgeführt wurde. 1999 erfolgten dagegen alle Beregnungen auf denselben Parzellen; am 8. TnA war daher zuvor schon einmal beregnet worden. Auch unter Berücksichtigung der in Tab. 30 dargestellten Daten zum natürlichen Niederschlagsgeschehen waren die vor dem jeweiligen Termin aufgetretenen Niederschlags- und Abflußsummen am 8. TnA 1999 höher als am 11. TnA 1998. Zwischen den Funktionen beider Termine bestehen aber dennoch keine signifikanten Unterschiede, da sich die Konfidenzintervalle der Parameter $\log O$ und s jeweils überschneiden (s. Anhang, Tab. 60). Somit scheint dem

zeitlichen Abstand zur Applikation ein größerer Einfluß auf die Konzentrationen im Oberflächenabfluß zuzukommen, als dem jeweiligen vorherigen Niederschlags- und Abflußgeschehen. Eine Ausnahme stellt der Beregnungsversuch am 14. TnA 1998 dar, für den in Bezug auf die gesamten Abflußereignisse die niedrigsten Konzentrationen festgestellt wurden. Dabei traten bei dieser Beregnung vergleichsweise hohe Abflußintensitäten auf (vgl. Anhang, Tab. 59); dies ist vermutlich darauf zurückzuführen, daß die Parzellenlänge 10 m betrug und damit größer war als bei den übrigen Terminen (7 m). Für Pendimethalin zeigten sich in Bezug auf die späteren Beregnungstermine 1998 und 1999 insgesamt nur geringe Unterschiede. Während 1998 am 14. TnA bei diesem Wirkstoff keine Abnahme erkennbar war, verminderten sich die Pendimethalin-Konzentrationen am 8. und 23. TnA 1999 im Verlauf der Beregnungen, wenn auch nur in geringem Maße (Abb. 26, S. 104).

Tab. 30: Niederschlags- und Abflußdaten der Variante ohne Filterstreifen (oF) bei künstlicher Beregnung (TnA = Tage nach Applikation; Beregnungszeit: 1998 - 90 min, 1999 - 120 min)

Termin	Im Zeitraum von der Applikation bis zu Beregnungsbeginn			
	Niederschlagssumme		Abflußsumme	
	nat. Niederschlag ¹⁾ (mm)	Beregnung (mm)	nat. Niederschlag (mm)	Beregnung (mm)
3 TnA 1998 ³⁾	18,2	0	0	0
11 TnA 1998 ³⁾	53,0	0	0,01	0
14 TnA 1998 ³⁾	70,6	66	6,54	25,2
3 TnA 1999	0	0	0	0
8 TnA 1999	7,6	70	0,03	0
23 TnA 1999	73,3	130	1,04	22,0
	Während der Beregnung			
	Beregnungs- summe (mm)	Beregnungs- intensität (mm h ⁻¹)	Abflußbeginn ²⁾ (mm)	Abflußsumme (mm)
3 TnA 1998 ³⁾	66	44	10,3	25,2
11 TnA 1998 ³⁾	65	43	6,5	36,0
14 TnA 1998 ³⁾	71	47	0,8	45,6
3 TnA 1999	70	35	23,3	21,0
8 TnA 1999	60	30	6,5	38,3
23 TnA 1999	70	35	7,0	44,1

¹⁾ Ergebnisse der Großparzelle der Variante oF

²⁾ Abflußbeginn: bei Niederschlagssumme

³⁾ Niederschlagsdaten von der Meßstation der Kläranlage in Velbert-Neviges

Mit der Beschreibung der im Verlauf der einzelnen Berechnungen auftretenden Wirkstoffkonzentrationen in Abhängigkeit von der Niederschlagssumme werden vermutlich mehrere, nebeneinander wirksame Einflußfaktoren zusammengefaßt. Laut HAIDER (1993) sinkt die Konzentration im Oberflächenabfluß mit zunehmender Niederschlagssumme vor allem aufgrund einer Wirkstoffverarmung der Bodenoberfläche. Diese Verarmung wird wiederum auf den bereits erfolgten lateralen Wirkstofftransport mit dem Oberflächenabfluß sowie die Verlagerung in die Tiefe mit dem perkolierenden Wasser zurückgeführt. Andererseits finden laut HEATHMAN et al. (1985) im Verlauf eines Niederschlagsereignisses diffusionsgesteuerte Adsorptionsprozesse im Inneren von Bodenaggregaten statt, aufgrund derer auch stark wasserlösliche Stoffe im späteren Verlauf für eine Abgabe an die Oberflächenabflußsuspension zur Verfügung stehen. Zudem ist im Verlauf eines Niederschlagsereignisses davon auszugehen, daß sich die sogenannte "effektive Interaktionstiefe" mit der Dauer ändert (AHUJA et al., 1981). Als Interaktionstiefe wird der oberflächennahe Bodenbereich bezeichnet, der in direkter Wechselwirkung mit dem Niederschlagswasser steht und aus dem daher die Wirkstoffabgabe an den Oberflächenabfluß erfolgt. Darüber hinaus beeinflußt die Niederschlagssumme bei gleicher Berechnungszeit aber auch sehr stark die Abflußintensität, also die pro Zeit- und Flächeneinheit ermittelte Oberflächenabflußmenge. In der durchgeführten Untersuchung war die Abflußintensität bei den einzelnen Berechnungen eng mit dem Logarithmus der Niederschlagssumme korreliert (nicht dargestellt), d.h. mit zunehmender Berechnungssumme stieg die Abflußintensität an.

Beziehungen zwischen der Abflußintensität sowie weiterer Parameter und den Lösungskonzentrationen im Oberflächenabfluß der Variante ohne Filterstreifen

Der Einfluß der Abflußintensität auf die Wirkstoffkonzentrationen bis 23 Tage nach der Applikation wurde anhand einfacher linearer Regressionen untersucht. Diese Beziehung ist in Abb. 27 (S. 108) beispielhaft für Terbutylazin dargestellt. Mit den Daten aller durchgeführten Berechnungen wurden dabei für die verschiedenen Wirkstoffe r^2 -Werte zwischen 0,669 und 0,713 festgestellt (Tab. 31, S. 110). Da das Bestimmtheitsmaß r^2 den Grad des Zusammenhanges zwischen den Variablen beschreibt, ist er ein geeignetes Maß zur Beurteilung einfacher Regressionen. Bei multiplen Regressionen ist dagegen der korrigierte r^2 -Wert zu berücksichtigen (s.u.), durch den abgeschätzt wird, ob durch die Einbeziehung weiterer Parameter die Daten besser beschrieben werden (s. Kap. 2.6). Die Wirkstoffkonzentrationen wurden somit deutlich negativ von der jeweiligen Abflußintensität beeinflusst. Mit steigender Abflußintensität nehmen damit die Wirkstoffkonzentrationen innerhalb dieses Zeitraums (3 bis 23 TnA) im Abflußwasser ab.

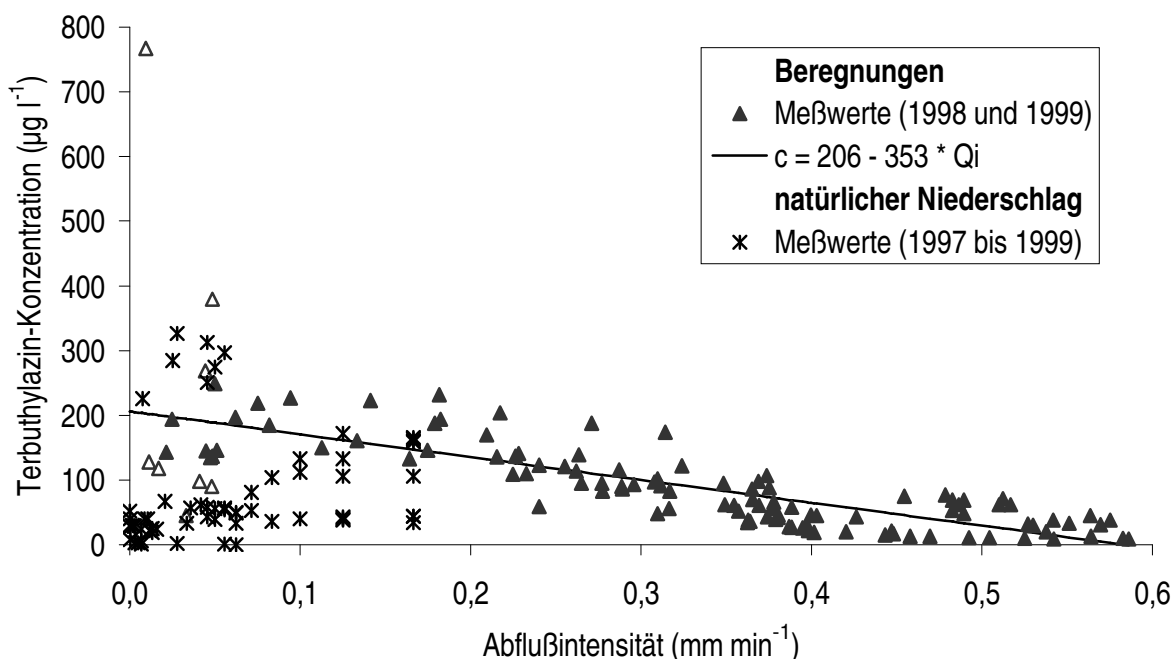


Abb. 27: Terbutylazin-Konzentrationen im Oberflächenabfluß der Variante ohne Filterstreifen für alle 1998 und 1999 durchgeführten Berechnungen in Abhängigkeit von der Abflußintensität sowie deren Beschreibung anhand einer linearen Regressionsfunktion (durch Δ gekennzeichnete Datenpunkte stellen Wertepaare dar, die als Ausreißer identifiziert und nicht in die Regressionsberechnung einbezogen wurden; c = Terbutylazin-Konzentration, Q_i = Abflußintensität; vergleichsweise sind die Konzentration wiedergegeben, die im Oberflächenabfluß der Variante ohne Filterstreifen bei größeren Abflußereignissen nach natürlichem Niederschlag auftraten (vgl. Kap. 6.1.3, S. ?))

In ähnlicher Weise stellten GOUY et al. (1999) für verschiedene Wirkstoffe eine Beziehung zwischen der Konzentration im Oberflächenabfluß und der jeweiligen inversen Abflußrate fest. Die im Abfluß enthaltene Wirkstoffmenge zu einem bestimmten Zeitpunkt während einer Beregnung wird dabei durch zwei Einflußgrößen bestimmt. Eine dieser Einflußgrößen wird durch die Verdünnung der vorhandenen Bodenlösung mit dem Beregnungswasser geprägt. Sie beschreibt die Wirkstoffmenge, die sich im Oberflächenabfluß ergeben würde, wenn die gelösten und adsorbierten Wirkstoffanteile während des gesamten Abflußereignisses im Gleichgewichtszustand stünden. Diese von der Verdünnung der Bodenlösung geprägte Wirkstoffkonzentration im Oberflächenabfluß wird durch die in Tab. 31 (S. 110) dargestellten Koeffizienten der Konstanten bei den einfachen Regressionen beschrieben. Von dieser Wirkstoffkonzentration ist aber eine von der jeweiligen Abflußintensität abhängige Konzentration abzuziehen; sie wird dadurch bestimmt, daß die Desorption adsorbierter Wirkstoffanteile zeitabhängig erfolgt. Bei langsam abfließendem Wasser, d.h. bei einer

niedrigen Abflußintensität ist daher die abziehende Wirkstoffkonzentration gering und somit die Konzentration im Oberflächenabfluß vergleichsweise hoch; hohe Abflußraten haben dagegen geringere Konzentrationen zur Folge. Diese von der Kinetik der verschiedenen Wirkstoffe abhängigen, jeweils von den Werten der Konstanten abzuziehenden Konzentrationen werden durch die Koeffizienten der Abflußintensität beschrieben (s. Tab. 31). Ein hoher Betrag dieses negativen Koeffizienten bedeutet dabei, daß mit zunehmender Abflußintensität vergleichsweise höhere Wirkstoffanteile abgezogen werden müssen. Anhand der in Tab. 31 dargestellten nicht standardisierten Koeffizienten der einfachen Regressionen ergibt sich damit für die einzelnen Wirkstoffe, daß die Konzentrationen von Metolachlor das höchste Niveau aufwiesen, mit zunehmender Abflußintensität aber am stärksten abnahmen. Die Terbutylazin-Konzentrationen waren im Vergleich dazu etwas niedriger und nahmen mit zunehmender Abflußintensität in geringerem Maße ab. Für Pendimethalin ergaben sich in Verbindung mit einer sehr viel geringeren Abnahme deutlich niedrigere Konzentrationen als für die anderen beiden Wirkstoffe. Entsprechend den Ergebnissen von GOUY et al. (1999) war damit der Effekt, daß durch eine verzögerte Desorption verminderte Konzentrationen im Oberflächenabfluß auftraten, bei den Wirkstoffen mit hohen Konzentrationen in der Bodenlösung, d.h. Metolachlor und Terbutylazin, am stärksten ausgeprägt. Generell ergibt sich damit, je niedriger die Konzentration in der Bodenlösung ist, d.h. je stärker ein Wirkstoff adsorbiert wird, um so geringere Wirkstoffanteile sind erforderlich, um nach einer Verdünnung durch das auftreffende Niederschlagswasser wieder den Gleichgewichtszustand zu erreichen.

Bei der Regressionsanalyse wurden einzelne Wertepaare als Ausreißer identifiziert und nicht in die Berechnung einbezogen (Abb. 27, s. auch Anhang, Tab. 59). Ähnlich wie bei der Beschreibung der Konzentrationen in Abhängigkeit von der beregneten Niederschlagssumme waren diese Ausreißer auf jeweils zu Abflußbeginn entnommene Proben zurückzuführen. Vereinzelt wiesen die entsprechenden Proben deutlich höhere Wirkstoffkonzentration als die mit der Regressionsgleichung errechneten Werte für die entsprechenden Abflußintensitäten auf. Diese Abweichungen sind vermutlich darin begründet, daß die Wirkstoffdesorption zu Beginn der durch die Beregnung ausgelösten Abflußereignisse in höherem Maße erfolgte, als es den jeweils ermittelten Abflußintensitäten entsprach. Die Annahme erscheint plausibel, da der Desorptionsprozeß wahrscheinlich bereits mit dem Auftreffen der ersten Regentropfen begonnen hatte, während Oberflächenabfluß zumeist erst bei Beregnungssummen von mehreren mm auftrat (vgl. Tab. 30, S. 106). Im Verlauf einer Beregnung erfolgt dabei eine vertikale Verlagerung mit dem perkolierenden Wasser, die je nach Stoffeigenschaften verschieden stark ausgeprägt sein kann. Zudem wird gerade zu Abflußbeginn, d.h. bei geringen Abflußintensitäten, das sich auf der Bodenoberfläche bildende Wasser durch die weiter auftreffenden Regenmengen sehr stark verdünnt. Beide

Prozesse finden dabei gleichzeitig mit der Wirkstoffdesorption statt. Die im Vergleich zur Regressionsrechnung teilweise niedrigeren gemessenen Konzentrationen sind daher vermutlich auf eine zu Beginn des Abflußereignisses anteilig stattfindende vertikale Verlagerung zurückzuführen.

Tab. 31: Parameter der einfachen und multiplen linearen Regressionen zur Beschreibung der Beziehungen zwischen der Abflußintensität sowie weiteren Einflußgrößen und der Lösungskonzentration von Metolachlor, Terbuthylazin und Pendimethalin im Oberflächenabfluß der Variante ohne Filterstreifen (oF) für alle im Anschluß (bis 23 Tage) an die *Stentan*-Applikationen am 25.05.1998 und 24.05.1999 durchgeführten Berechnungen (Sig. = Signifikanzniveau, stand. = standardisiert, korr. r^2 = korrigiertes r^2 ; verwendete Daten in Tab. 59 im Anhang)

Regres- sionstyp	Parameter	Koeffizienten		Sig.	r^2	korr. r^2
		nicht. stand.	stand.			
Metolachlor (n = 107)						
einfach	Konstante	349 ± 14		***	0,713	0,711
	Abflußintensität ^{1), 2)}	- 636 ± 39	-0,845	***		
multipel	Konstante	249 ± 33		***	0,774	0,767
	Abflußintensität ^{1), 2)}	- 593 ± 40	-0,787	***		
	Tage nach Applikation	- 3,88 ± 1,05	-0,194	***		
	Berechnungsintensität ²⁾	3,00 ± 0,84	0,17	***		
Terbuthylazin (n = 106)						
einfach	Konstante	206 ± 8		***	0,709	0,706
	Abflußintensität ^{1), 2)}	- 353 ± 22	-0,842	***		
multipel	Konstante	140 ± 18		***	0,777	0,771
	Abflußintensität ^{1), 2)}	- 341 ± 22	-0,814	***		
	Tage nach Applikation	- 1,90 ± 0,56	-0,174	***		
	Berechnungsintensität ²⁾	1,99 ± 0,46	0,207	***		
Pendimethalin (n = 104)						
einfach	Konstante	24,4 ± 1,0		***	0,669	0,665
	Abflußintensität ^{1), 2)}	- 37,4 ± 2,6	-0,818	***		
multipel	Konstante	25,0 ± 0,8		***	0,800	0,796
	Abflußintensität ^{1), 2)}	- 28,4 ± 2,3	-0,622	***		
	Tage nach Applikation	- 0,47 ± 0,58	-0,412	***		

¹⁾ Bei den Berechnungen aufgetretene Oberflächenabflußmenge pro Zeit- und Flächeneinheit

²⁾ In mm min⁻¹

Neben der Regressionsanalyse der Konzentrationen in Abhängigkeit von der Abflußintensität mit den Daten aller durchgeführten Berechnungen wurden für die einzelnen Berechnungstermine separate Berechnungen durchgeführt (nicht dargestellt). Dabei zeigte sich, daß die Konzentrationen außer von der Abflußintensität auch vom

zeitlichen Abstand zur Herbizidapplikation sowie der jeweiligen Beregnungsintensität beeinflusst wurden. Um die Bedeutung der einzelnen Faktoren vergleichen zu können, wurden schrittweise multiple lineare Regressionen mit allen Beregnungsdaten berechnet. Die Lösungskonzentrationen wurden in Abhängigkeit von der Abfluß- und Beregnungsintensität sowie der zwischen der Applikation und dem jeweiligen Termin verstrichenen Anzahl von Tagen beschrieben. Für die Konzentrationen von Metolachlor und Terbuthylazin ergaben sich höchst signifikante Beziehungen zu allen drei Parametern; für Pendimethalin bestand dagegen kein signifikanter Zusammenhang zur Beregnungsintensität (Tab. 31). Bei multiplen Regressionen stellt der korrigierte r^2 -Wert ein Maß dafür dar, wie gut sich verschiedene Gleichungen zur Beschreibung der Daten eignen (s. Kap. 2.6). Für alle drei Wirkstoffe ergaben die multiplen Regressionen höhere korrigierte r^2 -Werte, womit die Einbeziehung der weiteren Parameter zu einer besseren Beschreibung der jeweiligen Konzentrationen führte als die einfache Regression in Abhängigkeit von der Abflußintensität. Mit r^2 -Werten zwischen 0,774 und 0,800 sind die Konzentrationen laut ZÖFEL (1988) in hohem Maße durch die verwendeten zwei bzw. drei Parameter zu erklären. Standardisierte Koeffizienten zeigen die marginale Wirkung der einzelnen unabhängigen Variablen an; bei multiplen Regressionen kann somit der Einfluß der einzelnen Parameter verglichen werden (s. Kap. 2.6). In Bezug auf die Metolachlor- und Terbuthylazin-Konzentrationen hatte die Abflußintensität mit standardisierten Koeffizienten von -0,787 bzw. -0,814 die mit Abstand größte Bedeutung; die Anzahl der Tage nach Applikation wie auch die Beregnungsintensität übten dagegen nur einen vergleichsweise geringen Einfluß auf die Konzentrationen aus. Mit zunehmendem zeitlichen Abstand zur Wirkstoffausbringung nahmen die Konzentrationen dabei ab, während sie mit steigenden Beregnungsintensitäten zunahmen. Dabei ist zu berücksichtigen, daß mit der Beregnungsintensität lediglich die pro Zeiteinheit auftreffende Wassermenge verändert wurde; die kinetische Energie der einzelnen Regentropfen war dagegen bei allen durchgeführten Beregnungen gleich. Im Unterschied zu Metolachlor und Terbuthylazin waren der Einfluß der Abflußintensität und des zeitlichen Abstands zur Applikation auf die Pendimethalin-Konzentrationen bei standardisierten Koeffizienten von -0,622 bzw. -0,412 ähnlich hoch; die Beregnungsintensität hatte dagegen keine signifikante Wirkung.

Lösungskonzentrationen im Oberflächenabfluß der Variante GF3m

In der Variante mit 3 m breitem Grasfilterstreifen trat Oberflächenabfluß aufgrund der ausgeprägten Infiltrationskapazität der Filterstreifen erst bei sehr viel höheren Beregnungsmengen als in der Variante ohne Filterstreifen auf; bei einem Beregnungstermin wurde sogar der gesamte Oberflächenabfluß im Filterstreifen zurückgehalten (s. Tab. 59 im Anhang). In Abb. 28 (S. 112) sind beispielhaft die 1999 bei einer Beregnung am 3. TnA für GF3m festgestellten Konzentrationen der Wirkstoffe

Terbuthylazin und Pendimethalin in Abhängigkeit von der Beregnungssumme dargestellt; die anhand der ermittelten Konzentrationen der Variante oF berechneten Potentialfunktionen (s. S. 102) sind vergleichend dargestellt. In oF trat bei 23,3 mm Niederschlag Oberflächenabfluß auf, in GF3m setzte dagegen erst Abfluß ein, nachdem bereits mit 59,5 mm von insgesamt 70 mm beregnet worden war. Die Terbuthylazin-Konzentration betrug dabei zu Abflußbeginn in der Variante GF3m $33,0 \mu\text{g l}^{-1}$; für oF ergibt sich dagegen bei der entsprechenden Beregnungssumme mit ca. $53 \mu\text{g l}^{-1}$ ein deutlich höherer Wert. Im Unterschied zu GF3m nahm die Terbuthylazin-Konzentrationen in der Variante oF im weiteren Verlauf ab, so daß gegen Ende der Beregnung mit 35,4 bzw. ca. $39 \mu\text{g l}^{-1}$ für beide Varianten ähnliche Werte festgestellt wurden. Die Konzentrationen von Metolachlor der Variante GF3m waren gegenüber oF in ähnlicher Weise vermindert wie die von Terbuthylazin (vgl. Anhang, Tab. 59).

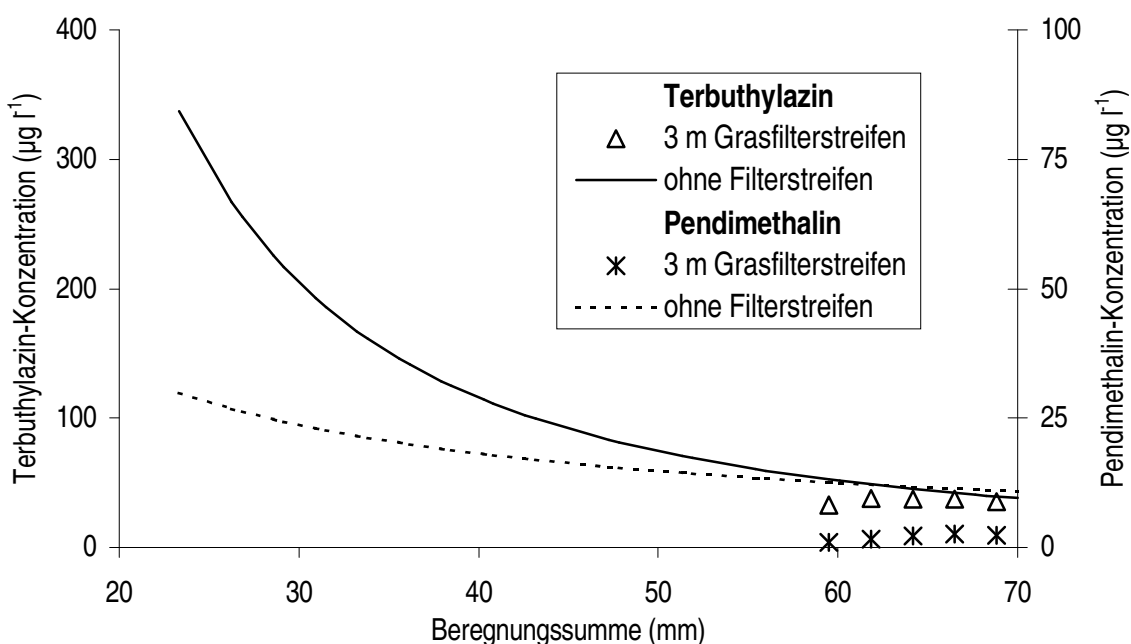


Abb. 28: Lösungskonzentrationen von Terbuthylazin und Pendimethalin im Oberflächenabfluß der Variante mit 3 m breitem Grasfilterstreifen (GF3m) bei einer Beregnung (70 mm in 120 min) drei Tage nach der *Stentan*-Applikation am 24.05.1999 sowie Darstellung der Potentialfunktionen zur Beschreibung der Konzentrationen der Variante ohne Filterstreifen (oF; nähere Erklärungen im Text)

Für Pendimethalin zeigte sich dagegen für den gesamten Oberflächenabfluß der Variante GF3m eine deutlichere Reduktion der Konzentrationen durch den Grasfilterstreifen. So ergibt sich bei einer Beregnungssumme von 59,5 mm für die Variante oF ein Wert von ca. $13 \mu\text{g l}^{-1}$; mit $0,95 \mu\text{g l}^{-1}$ war die Pendimethalin-Konzentration in der Variante GF3m dagegen um mehr als den Faktor 10 niedriger. Gegen Ende der

Beregnung war der Unterschied nicht mehr ganz so ausgeprägt; mit Werten von $2,42 \mu\text{g l}^{-1}$ in GF3m und ca. $11 \mu\text{g l}^{-1}$ für oF traten aber weiterhin deutlich reduzierte Konzentrationen auf.

Auch bei den weiteren Beregnungsterminen waren die Konzentrationen aller Wirkstoffe in der Variante GF3m nach Passage des Filterstreifens gegenüber der Variante oF deutlich vermindert. Diese Verminderung ist auf mehrere, sich teilweise überlagernde Prozesse zurückzuführen. Eine große Bedeutung hat dabei der spätere Beginn des Abflusses aus den Filterstreifen. Bei den einzelnen Beregnungen waren insbesondere die maximalen Konzentrationen in der Variante GF3m sehr viel niedriger als in der Variante oF (Tab. 32, S. 114). Wie in Abb. 28 erkennbar, traten die Oberflächenabflüsse mit den höchsten Wirkstoffkonzentrationen zu Beginn der Beregnungen auf. In den Filterstreifen wurden aufgrund des späteren Abflußbeginns gerade diese Abflüsse mit sehr hohen Wirkstoffkonzentrationen vollständig zurückgehalten. Auch die mittleren Konzentrationen der drei Wirkstoffe waren für alle Beregnungen, bei denen Oberflächenabfluß in beiden Varianten auftrat, in der Filterstreifenvariante GF3m gegenüber oF vermindert (Tab. 32). Zum großen Teil ist diese Reduktion ebenfalls auf den späteren Abflußbeginn in GF3m zurückzuführen, da sich die mittleren Konzentrationen jeweils auf die gesamten aufgetretenen Oberflächenabflüsse beziehen. Bei der Beregnung 1998 am 3. TnA zeigte die hohe Infiltrationskapazität der Filterstreifen die größte Wirkung, da der gesamte Abfluß in GF3m zurückgehalten wurde. Im Vergleich der einzelnen Termine 1999 waren die Konzentrationen aller Wirkstoffe dagegen bei den Beregnungen am 8. und 23. TnA in geringerem Maße vermindert als am 3. TnA. Am letzteren Termin wurde die Parzelle erstmalig nach der Applikation 1999 beregnet; Oberflächenabfluß trat dabei erst gegen Ende der Beregnung (59,5 mm kumulierter Niederschlag) auf (s. Anhang, Tab. 59). Bei den späteren Terminen (8 und 23 TnA 1999) waren die Böden der Grasfilterstreifen und des Ackerschlags aufgrund der auf denselben Parzellen durchgeführten Beregnungen deutlich vorbefeuchtet; der Abflußbeginn erfolgte daher bei niedrigeren Beregnungssummen (24,5 und 39,1 mm) als beim ersten Termin. Aufgrund dieser Beziehung zwischen dem Abflußbeginn von Filterstreifen und den Wirkstoffkonzentrationen im Oberflächenabfluß ist v.a. für vorwiegend in gelöster Form transportierte Wirkstoffe die Infiltrationskapazität der Filterstreifen entscheidend für ihre potentielle Retentionsleistung (KLÖPPEL & KÖRDEL, 1994).

Außerdem waren die Konzentrationen der verschiedenen Wirkstoffe in der Variante GF3m zumeist niedriger als die bei der entsprechenden Niederschlagssumme für oF ermittelten Werte (Abb. 28), was in zwei weiteren Prozessen begründet sein kann. Einerseits wird das oberflächlich abfließende Wasser durch das auch auf den Filterstreifen auftreffende Beregnungswasser verdünnt, während die weiterhin stattfindende Infiltration gleichzeitig zu einer Verminderung der vorhandenen Wirkstoff-

menge führt (KLÖPPEL et al., 1997). Die Bedeutung dieses Prozesses nimmt aber im Verlauf eines Niederschlagsereignisses ab, da mit zunehmendem Wassergehalt im Filterstreifen die Infiltrationsrate zunächst sinkt und schließlich einen konstanten Wert erreicht (MISRA et al., 1996). Während der Niederschlag gleichmäßig verteilt auf der Fläche auftritt, tritt der von der Ackerfläche fließende Oberflächenabfluß konzentriert am oberen Bereich des Filterstreifens auf. Bei einer hohen Infiltrationsrate ist der versickernde Anteil am Gesamtabfluß entsprechend hoch. Dadurch verringert sich der relative Anteil an dem Oberflächenabfluß, der wiederum aus dem Filterstreifen austritt, d.h. es findet eine stärkere Verdünnung durch das auftreffende Niederschlagswasser statt.

Tab. 32: Maximale und mittlere Herbizidlösungskonzentrationen im Oberflächenabfluß der Varianten ohne Filterstreifen und mit 3 m Grasfilterstreifen bei den einzelnen Beregnungen (Mittelwerte von jeweils zwei Parallelparzellen; TnA = Tage nach Herbizidapplikation; n.u. = nicht untersucht)

Termin	Wirkstoff	ohne Filterstreifen		3 m Grasfilterstreifen	
		Maximum $\mu\text{g l}^{-1}$	Mittelwert $\mu\text{g l}^{-1}$	Maximum $\mu\text{g l}^{-1}$	Mittelwert $\mu\text{g l}^{-1}$
3 TnA 1998	Metolachlor	440	229	kein Oberflächenabfluß	
	Terbuthylazin	248	131		
	Pendimethalin	55,8	18,7		
11 TnA 1998	Metolachlor	224	112	n.u.	
	Terbuthylazin	150	86,0		
	Pendimethalin	12,0	8,29		
14 TnA 1998	Metolachlor	39,8	18,3	16,3	10,8
	Terbuthylazin	30,0	14,8	13,8	9,21
	Pendimethalin	3,90	3,18	2,42	1,58
3 TnA 1999	Metolachlor	2268	289	43,9	42,5
	Terbuthylazin	767	146	37,9	36,2
	Pendimethalin	77,2	20,7	2,59	1,95
8 TnA 1999	Metolachlor	224	94,3	49,4	42,1
	Terbuthylazin	167	65,2	40,0	33,9
	Pendimethalin	16,1	8,74	5,05	2,81
23 TnA 1999	Metolachlor	160	53,5	17,7	13,6
	Terbuthylazin	102	36,8	15,7	12,2
	Pendimethalin	9,54	5,24	4,58	3,15

Ein weiterer Prozeß, durch den die Konzentrationen bei der Filterstreifenpassage vermindert werden, ist vermutlich auch eine Adsorption an Boden- und Pflanzenmaterial (MICKELSON & BAKER, 1993; EDWARDS et al., 1997). Durch diesen Prozeß können insbesondere die Konzentrationen stark adsorbierter Herbizidwirkstoffe reduziert werden (KLÖPPEL & KÖRDEL, 1994). Im Vergleich zur Variante ohne Filterstreifen

waren die mittleren Pendimethalin-Konzentrationen der Variante mit Filterstreifen dementsprechend bei der Erstberechnung 1999 am 3. TnA mit 91 % stärker vermindert als die Konzentrationen von Metolachlor (85 %) und Terbutylazin (75 %). Bei den Folgeterminen war die Filterwirkung für Pendimethalin dagegen relativ geringer als für die anderen beiden Wirkstoffe. So war die durchschnittliche Konzentration von Pendimethalin im Oberflächenabfluß der Variante GF3m gegenüber oF bei der dritten Berechnung 1999 (23 TnA) um 40 % vermindert, während die Reduktion bei Metolachlor 75 % betrug. Untersuchungen von KLÖPPEL et al. (1997) und MISRA et al. (1996) zeigten, daß die Verminderung während der Filterstreifenpassage bei einer niedrigeren Ausgangskonzentration geringer war. Laut MISRA et al. (1996) ist dies darauf zurückzuführen, daß bei hohen Lösungskonzentrationen im Oberflächenabfluß Adsorptionsprozesse an Boden- und Pflanzenmaterial stärker in Erscheinung treten können. Aufgrund der niedrigeren Pendimethalin-Konzentrationen im Oberflächenabfluß der Variante oF bei den Folgeberechnungen war daher vermutlich auch das Ausmaß der Adsorption im Bereich des Filterstreifen geringer. Zudem wirkten sich auch die oben angesprochenen Veränderungen in der Infiltrationsrate bei den einzelnen Wirkstoffen unterschiedlich aus. Wenn die Konzentrationsabnahme im Oberflächenabfluß der Variante oF innerhalb eines Abflußereignisses wie bei Metolachlor sehr ausgeprägt ist, ergibt sich ein vergleichsweise großer Konzentrationsunterschied zwischen der zunächst auftretenden, vollständig im Filterstreifen zurückgehaltenen Abflußsuspension und dem später nach der Filterstreifenpassage gebildeten Abfluß. Die durchschnittlichen Konzentrationen in der Filterstreifenvariante werden somit im Vergleich zur Variante ohne Filterstreifen sehr stark reduziert; sind die Veränderungen im Verlauf des Ereignisses dagegen wie bei Pendimethalin gering, ist auch die Reduktion weniger deutlich.

Gehalte im ausgetragenen Sediment der Variante oF

Ähnlich wie die Lösungskonzentrationen konnten auch die extrahierbaren Gehalte der verschiedenen Herbizidwirkstoffe im abgetragenen Sediment der Variante ohne Filterstreifen für die meisten Berechnungstermine durch Potentialfunktionen in Abhängigkeit von der Niederschlagssumme beschrieben werden (Abb. 29 , S. 116). Die Bestimmtheitsmaße waren dabei mit Werten zwischen 0,337 und 0,906 bei den Wirkstoffgehalten im Sediment tendenziell niedriger als bei den Lösungskonzentrationen (s. Anhang, Tab. 61 und 60). Dies ist in erster Linie darauf zurückzuführen, daß sich für die Wirkstoffgehalte zwischen den beiden jeweils parallel berechneten Parzellen größere Unterschiede ergaben als in Bezug auf die Lösungskonzentrationen. Mit bis zu $19.398 \mu\text{g kg}^{-1}$ wies Pendimethalin die höchsten Gehalte der untersuchten Wirkstoffe im abgetragenen Sediment auf. Im Vergleich dazu wurden für Metolachlor und Terbutylazin mit 4.087 bzw. $2.136 \mu\text{g kg}^{-1}$ deutlich niedrigere Maximalwerte

ermittelt (s. Anhang, Tab. 59). In beiden Untersuchungsjahren traten für alle drei Wirkstoffe die jeweils höchsten Gehalte bei den Berechnungen auf, die 3 TnA durchgeführt worden waren. Am 3. TnA 1999 nahmen die Gehalte von Metolachlor und Terbutylazin aber im Verlauf der Berechnung in stärkerem Maße ab als bei den übrigen Terminen (Abb. 29), so daß gegen Ende der Berechnung nur vergleichsweise niedrige Gehalte festgestellt wurden.

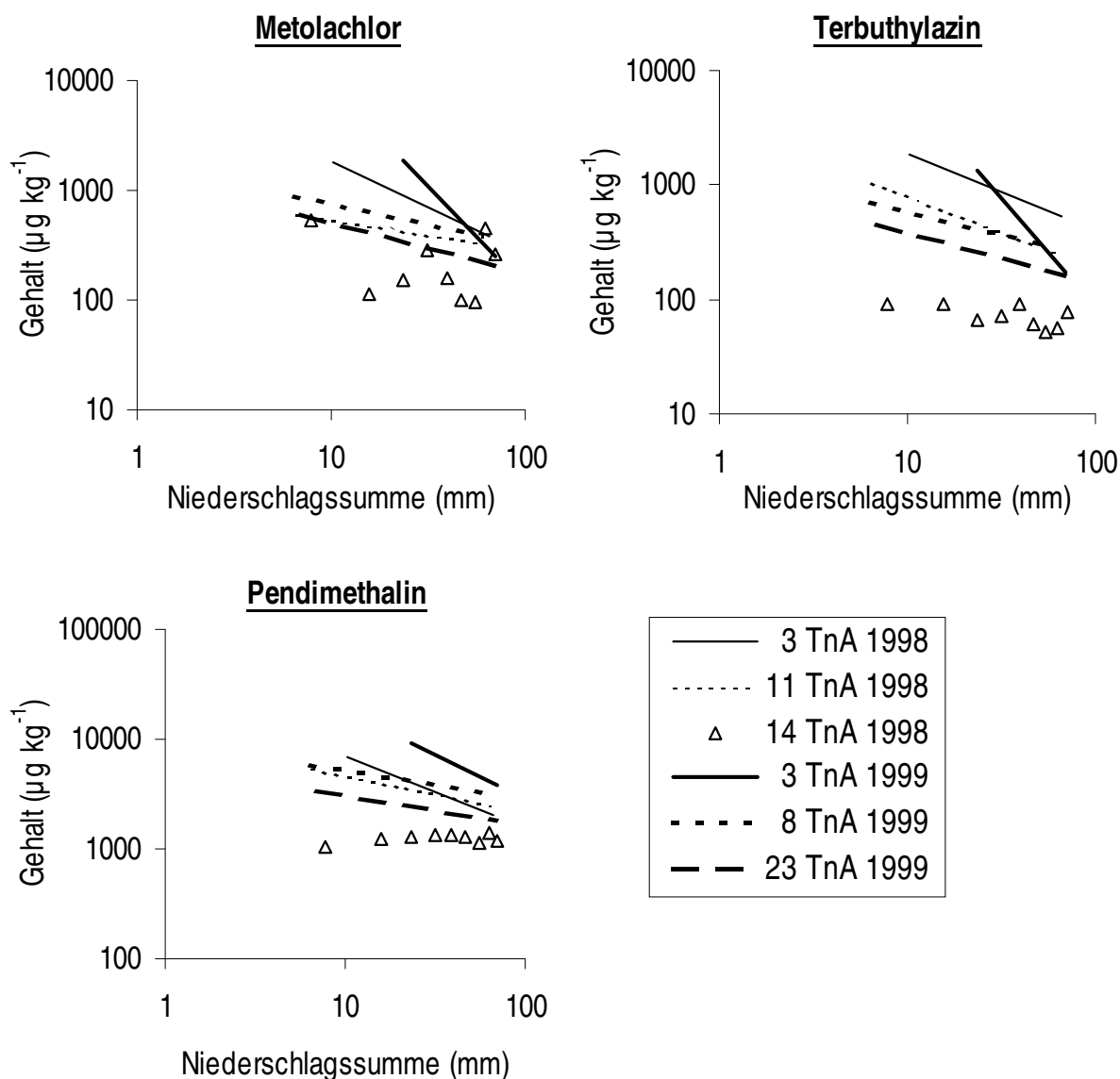


Abb. 29: Gehalte von Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin im ausgetragenen Sediment der Variante ohne Filterstreifen bei den im Anschluß an die *Stentan*-Applikationen am 25.05.1998 und 24.05.1999 durchgeführten Berechnungen in Abhängigkeit von der Niederschlagssumme bzw. deren Beschreibung anhand von Potentialfunktionen (TnA = Tage nach Applikation)

Der Ausgangsgehalt von Pendimethalin war dagegen 1999 am 3. TnA deutlich höher als 1998 am 3. TnA, während für beide Termine ähnliche Abnahmen der Gehalte im Verlauf der Beregnung ermittelt wurden. Für den 3. TnA 1998 ergeben sich daher bei gleicher Niederschlagssumme stets niedrigere Werte als für den 3. TnA 1999. Dieser Unterschied ist möglicherweise auf eine stärkere Festlegung des Wirkstoffs bei der Ausbringung 1999 zurückzuführen (vgl. Kap. 4.2). Während sich die Pendimethalin-Gehalte der Sedimente von oF bei den 1998 und 1999 jeweils am 3. TnA durchgeführten Beregnungen im Verlauf der Abflußereignisse deutlich verminderten, war die Abnahme bei den späteren Terminen vergleichsweise wenig ausgeprägt. Im Jahr 1999 verringerte sich daher der Unterschied im Pendimethalin-Gehalt zwischen der Erstberegnung am 3. TnA und den Folgeberegnungen am 8. und 23. TnA mit zunehmender Niederschlagssumme. In Bezug auf die jeweilige Niederschlagssumme waren die Werte dabei stets am 3. TnA am höchsten und am 14. (1998) bzw. am 23. TnA (1999) am niedrigsten.

Die 1998 für die Termine 3 und 11 TnA ermittelten Pendimethalin-Kurven überschneiden sich dagegen innerhalb des untersuchten Bereichs. Da die Untersuchungen auf separaten Parzellen durchgeführt worden waren, stellen beide Termine Erstberegnungen dar. Zwischen der Applikation und den beiden Terminen trat auch kaum natürlicher, erosionswirksamer Niederschlag auf. Vor beiden Beregnungen hat daher praktisch kein Sedimentabtrag von der Ackerfläche und damit kein Austrag von Wirkstoffen in adsorbierter Form stattgefunden. Im Unterschied zu Metolachlor und Terbutylazin war der mittlere Gehalt von Pendimethalin 1998 am 11. TnA in den Sedimenten der Parzelle oF nur geringfügig niedriger als am 3. TnA (Tab. 34, S. 120). Dies ist vermutlich darauf zurückzuführen, daß Pendimethalin stark adsorbiert und dadurch vergleichsweise langsam abgebaut wurde (vgl. Kap. 5.1). Am 14. TnA 1998 veränderten sich die Pendimethalin-Gehalte im Verlauf der Beregnung nur in geringem Maße, so daß eine Beschreibung anhand einer Potentialfunktion nicht möglich war (Abb. 29). Wie auch für Metolachlor und Terbutylazin waren die durchschnittlichen Gehalte von Pendimethalin 1998 am 14. TnA deutlich niedriger als bei den übrigen Terminen.

Da die organische Substanz für alle drei untersuchten Wirkstoffe einen Hauptadsorbenten im Boden darstellt (s. Kap. 4.1), wurde für die einzelnen Beregnungstermine untersucht, ob die Wirkstoffgehalte im ausgetragenen Sediment der Parzelle oF mit den Corg-Gehalten in Beziehung standen. Es zeigte sich jedoch, daß die Gehalte der verschiedenen Herbizidwirkstoffe nur vereinzelt signifikant mit den jeweiligen Corg-Gehalten korreliert waren; auch waren die Bestimmtheitsmaße für die entsprechenden Termine z.T. sehr niedrig (Tab. 33, S. 118). Insgesamt deuten die Ergebnisse aber darauf hin, daß die Gehalte der Herbizidwirkstoffe im ausgetragenen Sediment mit den Corg-Gehalten im Zusammenhang stehen. Diese Beziehung ist auf den in Kap. 3.2

beschriebenen selektiven Transport zurückzuführen, durch den organische Substanzen und Tonminerale sowie an diese adsorbierte Stoffe im abgetragenen Sediment im Vergleich zur Austragsfläche relativ angereichert werden. Tendenziell scheint dieser Prozeß bei Pendimethalin am stärksten und bei Terbutylazin am wenigsten ausgeprägt zu sein. Offensichtlich wurde der Einfluß des selektiven Transport auf die Wirkstoffgehalte aber z.T. auch deutlich von anderen Faktoren überlagert.

Tab. 33: Bestimmtheitsmaße für die Beziehungen zwischen den Gehalten an Corg und den Herbizidwirkstoffen Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin in den infolge der verschiedenen Berechnungen abgetragenen Sedimenten der Parzelle ohne Filterstreifen

	3 TnA 1998	11 TnA 1998	14 TnA 1998	3 TnA 1999	8 TnA 1999	23 TnA 1999
n	14 ¹⁾	38	9	18	14	10
Metolachlor	0,418	0,149 **	0,449	-0,099	0,546 *	0,744 *
Terbutylazin	0,283	0,158	0,642	-0,385	0,518	0,693 *
Pendimethalin	0,511	0,542 **	-0,093	-0,277	0,727 **	0,811 **

¹⁾ Metolachlor: n = 13

Ein weiterer Faktor, von dem die Wirkstoffgehalte beeinflusst worden sein können, ist der zeitliche Abstand zwischen Beregnung und Applikation; dabei ist davon auszugehen, daß aufgrund der mit der Zeit sinkenden Wirkstoffgehalte im Oberboden auch die Gehalte im abgetragenen Sediment abnehmen. Für Wirkstoffe, die vorwiegend mit dem abgetragenen Sediment in adsorbierter Form ausgetragen werden, geht HAIDER (1994) davon aus, daß sowohl die Lösungskonzentrationen im Oberflächenabfluß als auch die Gehalte im transportierten Sediment vor allem von der bis zum Zeitpunkt der jeweiligen Probenahme ausgetragenen Menge des Wirkstoffs bestimmt werden. Auch hängt der Wirkstoffgehalt im ausgetragenen Sediment vermutlich mit von der jeweils zwischen Applikation und Bildung der Oberflächenabflußsuspension aufgetretenen Niederschlagsmenge ab. Von dieser kumulierten Niederschlagsmenge wird dabei einerseits die oben genannte Wirkstoffaustragsmenge und andererseits die Oberflächenrauigkeit beeinflusst. Letztere kann sich wiederum auf die Zusammensetzung und Menge des verlagerten Sediments auswirken, welche zudem von der jeweiligen Niederschlagsintensität mitbestimmt werden können. Daneben sind weitere Einflußfaktoren denkbar, die wie beispielsweise der Wirkstoffgehalt im Oberboden aus den bereits genannten abgeleitet werden können. Der Einfluß dieser Faktoren auf die bei allen Beregnungen aufgetretenen Gehalte der verschiedenen Wirkstoffe wurde jeweils einzeln anhand von einfachen linearen Regressionen untersucht. Obwohl alle untersuchten Größen (Tage nach Applikation, kumulierter Wirkstoffaustrag und kumulierter

Niederschlag bis zur Probenahme) signifikante Beziehungen zu den Wirkstoffgehalten aufwiesen (nicht dargestellt), scheint bei insgesamt sehr niedrigen Bestimmtheitsmaßen von maximal 0,303 keiner der Faktoren alleine geeignet, um die Gehalte in den Sedimenten der Parzelle ohne Filterstreifen erklären zu können.

Gehalte im ausgetragenen Sediment der Variante GF3m

Wie in Kap. 3.2 dargestellt, waren die in der Variante GF3m aufgetretenen Sedimentmengen bei allen durchgeführten Berechnungen sehr gering. Zur Bestimmung der Gehalte von Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin wurden daher für die einzelnen Berechnungen Mischproben erstellt (Tab. 34, S. 120). Zum Vergleich sind in Tab. 34 zusätzlich die maximalen und mittleren Gehalte der verschiedenen Herbizidwirkstoffe im Sediment der Variante oF aufgeführt. Die für die Variante GF3m ermittelten Herbizidgehalte waren im Vergleich zu den Mittelwerten von oF meist reduziert. Die Filterwirkung war bei den jeweils ersten Berechnungen am stärksten. 1998 trat 3 TnA in der Variante GF3m kein Oberflächenabfluß und damit auch kein Sedimentabtrag auf; 1999 waren am 3. TnA die Gehalte im ausgetragenen Sediment von GF3m gegenüber oF um 75 % (Metolachlor) bis 91 % (Pendimethalin) vermindert. Bei den späteren Terminen wurden in der Variante GF3m vereinzelt höhere Gehalte als in der Variante oF (Mittelwerte) festgestellt; in der Regel waren aber auch bei diesen Berechnungen die Gehalte der Mischproben von GF3m im Vergleich zu den mittleren Gehalten von oF reduziert.

Ähnlich wie bei den Lösungskonzentrationen im Oberflächenabfluß (s. Tab. 32, S. 114) ist diese Verminderung der Gehalte im ausgetragenen Sediment teilweise auf den späteren Abflußbeginn von GF3m zurückzuführen. Die maximal für oF ermittelten Werte, die z.T. sehr viel höher als die Mittelwerte sind, traten zumeist zu Beginn der Abflußereignisse auf. Wie aus Abb. 29 (S. 116) ersichtlich ist, nahmen die Gehalte im weiteren Verlauf des Ereignisses tendenziell ab. In der Variante GF3m trat Oberflächenabfluß - und damit auch durch den Filterstreifen transportiertes Sediment - in der Regel aber erst bei sehr viel höheren Niederschlagssummen als in der Variante oF auf. In Hinblick auf das jeweilige gesamte Abflußereignis konnten daher v.a. Sedimente mit vergleichsweise geringen Wirkstoffgehalten den Grasfilterstreifen passieren. Die im Vergleich zu oF z.T. sehr ausgeprägte Verminderung der Wirkstoffgehalten in den Sedimenten von GF3m ist aber durch den späteren Abflußbeginn nur zum Teil zu erklären. Dabei waren in den Abflußsuspensionen der Filterstreifen einerseits die Wirkstoffkonzentrationen der Lösungsphase, andererseits aber auch die Gehalte an suspendiertem Sediment geringer als für oF. Beide Parameter begünstigen dabei vergleichsweise die Wirkstoffdesorption in den Abflußsuspensionen der Filterstreifenvarianten. Vermutlich wurden die Wirkstoffgehalten daher auch während der Filterstreifenpassage aufgrund von Desorptionsprozessen vermindert.

Tab. 34: Herbizidgehalte im abgetragenen Sediment der Varianten ohne Filterstreifen (Maxima und Mittelwerte) und mit 3 m Grasfilterstreifen (Mischproben) bei den einzelnen Beregnung (Mittelwerte von zwei Parallelpzellen; TnA = Tage nach Herbizidapplikation; n.u. = nicht untersucht)

Termin	Wirkstoff	ohne Filterstreifen		3 m Grasfilterstreifen
		Maximum $\mu\text{g kg}^{-1}$	Mittelwert $\mu\text{g kg}^{-1}$	Mischproben $\mu\text{g kg}^{-1}$
3 TnA 1998	Metolachlor	1186	719	kein Oberflächenabfluß
	Terbuthylazin	1400	887	
	Pendimethalin	7100	3684	
11 TnA 1998	Metolachlor	802	431	n.u.
	Terbuthylazin	1007	479	
	Pendimethalin	4894	3397	
14 TnA 1998	Metolachlor	289	201	258
	Terbuthylazin	91,7	70,8	67,2
	Pendimethalin	1382	1269	822
3 TnA 1999	Metolachlor	4087	771	196
	Terbuthylazin	2136	520	112
	Pendimethalin	19398	6246	566
8 TnA 1999	Metolachlor	873	587	402
	Terbuthylazin	705	465	535
	Pendimethalin	6162	4323	2120
23 TnA 1999	Metolachlor	867	350	275
	Terbuthylazin	571	267	137
	Pendimethalin	4494	2356	1388

Zusammenfassend ist damit festzustellen, daß Metolachlor und Terbuthylazin auch bei den Beregnungen hohe Lösungskonzentrationen in den Oberflächenabflußsuspensionen aufwiesen, während im abgetragenen Sediment die Gehalte von Pendimethalin deutlich höher als die der anderen beiden Wirkstoffe waren. Die bei den einzelnen Abflußereignissen in der Variante ohne Filterstreifen aufgetretenen Lösungskonzentrationen ließen sich, wie auch die Gehalte im Sediment, zumeist gut in Abhängigkeit von der jeweiligen Beregnungssumme beschreiben. Darüber hinaus zeigte es sich, daß die Lösungskonzentrationen außer von den Wirkstoffeigenschaften vor allem von der Abflußintensität der Oberflächenabflußsuspension bestimmt wurden. Insgesamt konnte eine gute bis sehr gute Schutzwirkung der 3 m breiten Grasfilterstreifen nachgewiesen werden. Mit dem Oberflächenabfluß wurden nach der Passage durch den Filterstreifen in der Regel deutlich verringerte Herbizidmengen sowohl in gelöster als auch in adsorbierter Form abgetragen.

6.1.3 Ausgewählte Abflußereignisse nach natürlichem Niederschlag

Im Unterschied zu den Berechnungen, die unter konstanten Niederschlagsbedingungen durchgeführt wurden, verändert sich die Niederschlagsintensität im Verlauf eines natürlichen Niederschlagsereignisses; auch die von den auftreffenden Regentropfen ausgehende kinetische Energie kann dabei sehr unterschiedlich ausfallen. Im folgenden werden zunächst die Lösungskonzentrationen der Wirkstoffe im Oberflächenabfluß dargestellt, die bei den natürlichen Niederschlagsereignissen mit einer Abflußsumme von mindestens 0,1 mm in der Variante ohne Filterstreifen auftraten. Anschließend folgt eine Beschreibung der Wirkstoffgehalte in dem mit der Oberflächenabflußsuspension abgetragenen Sediment.

Lösungskonzentrationen im Oberflächenabfluß

Wie in Kap. 6.1.2 dargestellt, nahmen die Lösungskonzentrationen der Herbizidwirkstoffe im Verlauf der Berechnungen ab. Die Konzentrationen im Oberflächenabfluß, der infolge natürlicher Niederschläge auftrat, wiesen dagegen einen anderen Verlauf auf. In Abb. 30 (S. 122) sind beispielhaft die Metolachlor-Konzentrationen wiedergegeben, die während dreier natürlicher Niederschlagsereignisse von 1999 im Oberflächenabfluß der **Variante oF** gemessen wurden. Zu Beginn der Abflußereignisse traten jeweils stark ansteigende Konzentrationen auf, worauf eine Phase deutlich schwächerer Zunahmen bzw. konstanter Konzentrationen folgte. Die Konzentrationen von Terbutylazin und Pendimethalin zeigten jeweils einen ähnlichen Verlauf (vgl. Anhang, Tab. 59).

Ähnlich wie bei einigen der Berechnungen, wurden die zu Beginn der natürlichen Niederschlagsereignisse sehr niedrigen Konzentrationen sehr wahrscheinlich dadurch verursacht, daß die abfließenden Suspensionen von den auftreffenden Niederschlägen verdünnt wurden. Vor allem beim Niederschlagsereignis am 9. TnA 1999 wurde diese Verdünnung dabei durch die zu Abflußbeginn geringen Abfluß- und hohen Niederschlagsintensitäten begünstigt. Bei hohen Niederschlagsintensitäten ist zudem von einer hohen kinetischen Energie der Niederschläge auszugehen; diese kann wiederum eine stärkere Zerstörung der oberflächennahen Aggregate zur Folge haben. Durch diese verstärkte Splash-Wirkung erhöht sich der Kontakt zwischen den Feststoffoberflächen und der Lösungsphase, so daß auch vorher im Inneren von Aggregaten eingeschlossene Wirkstoffmengen desorbiert werden können.

Im weiteren Verlauf des natürlichen Niederschlagsereignisses 9 TnA nahmen die Konzentrationen zunächst sehr stark, ab der Oberflächenabflußsummen von 0,07 mm lediglich noch leicht zu. Im Unterschied zu den Berechnungen, bei denen die Ackerhanglänge lediglich 7 oder 10 m betrug, wurde bei den natürlichen Niederschlägen der Oberflächenabfluß eines Hanges von 40 m Länge erfaßt. Laut HAIDER (1994) ist es bei einem derart größeren Einzugsbereich möglich, daß hangabwärts eine Wirkstoffnachlieferung erfolgt.

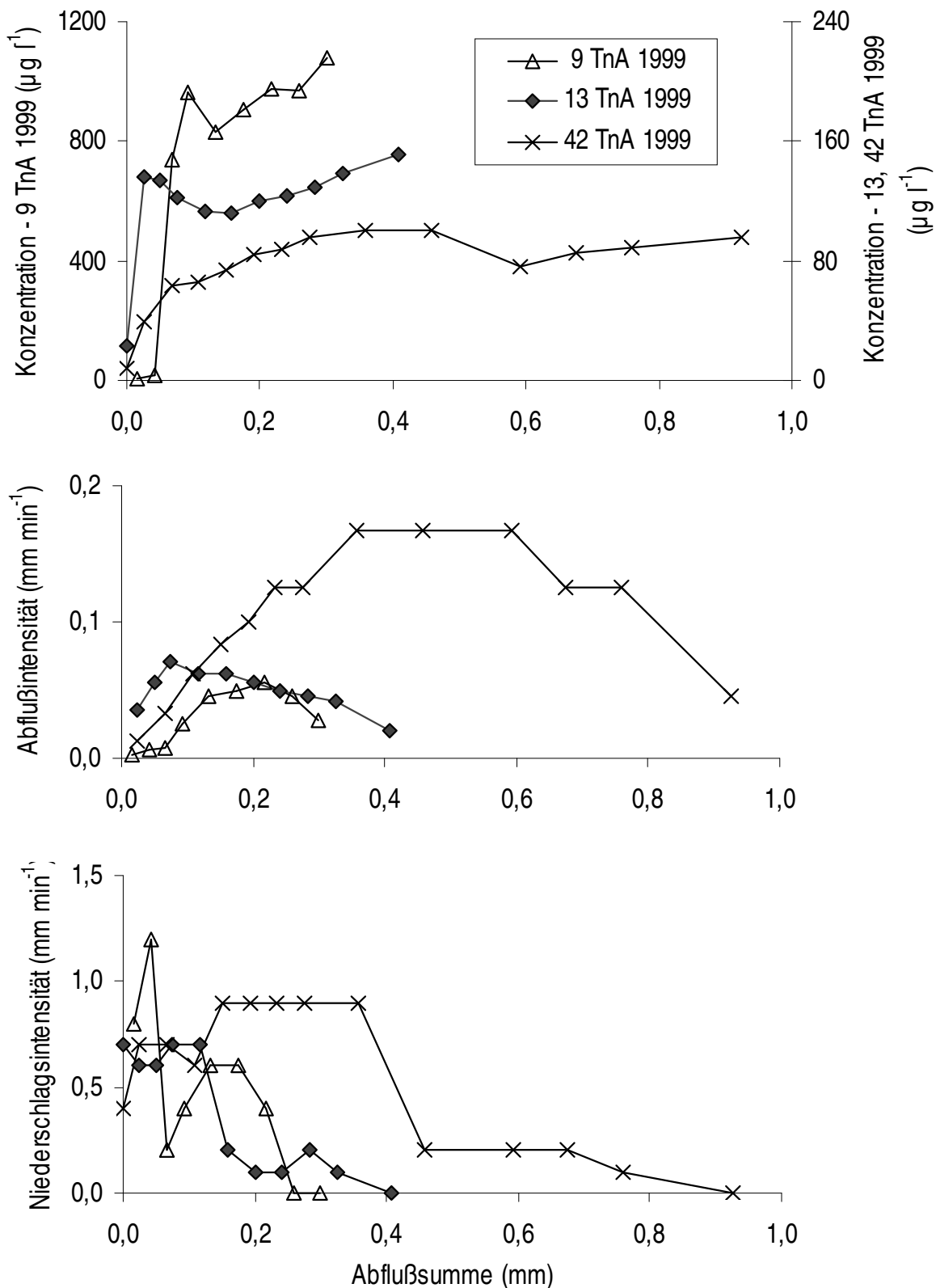


Abb. 30: In Abhängigkeit von der Abflußsumme dargestellte Metolachlor-Konzentrationen und Abflußintensitäten des Oberflächenabflusses der Variante ohne Filterstreifen sowie Niederschlagsintensitäten bei drei natürlichen Niederschlagsereignissen 9, 13 und 42 Tage nach der Applikation (TnA) am 24.05.1999

Darüber hinaus ist davon auszugehen, daß die Konzentrationen sowohl von der jeweiligen Niederschlags- als auch der Abflußintensität beeinflusst wurden. Aufgrund ihrer hohen Energieeinwirkung haben hohe Niederschlagsintensitäten einen vergleichsweise tiefen Kontaktbereich des Bodens mit dem Niederschlags- und Abflußwasser zur Folge (AHUJA, 1982; SHARPLEY, 1985). Die in diesem als "Mixing Zone" oder auch "effektive Interaktionstiefe" beschriebenen Kontaktbereich vorhandene Wirkstoffmenge steht dabei in direktem Zusammenhang zu der Wirkstoffmenge, die in das oberflächlich abfließende Wasser übertritt (HEATHMAN et al., 1985; LEONARD, 1990). Dementsprechend stiegen die Metolachlor-Konzentrationen am 42. TnA 1999 bis zu einer Abflußsumme von 0,36 mm stetig an (bis $100 \mu\text{g l}^{-1}$; s. Anhang, Tab. 57), während die Niederschlagsintensitäten mit Werten von 0,6 bis $0,9 \text{ mm min}^{-1}$ sehr hoch waren (Abb. 30). Im weiteren Verlauf des Ereignisses betrugen die Niederschlagsintensitäten dagegen lediglich bis zu $0,2 \text{ mm min}^{-1}$. In dieser Phase sank die Konzentration von Metolachlor zunächst deutlich von 100 auf $76,7 \mu\text{g l}^{-1}$. In Kap. 6.1.2 (S. 107) wurde dargestellt, daß sich die Lösungskonzentrationen im Oberflächenabfluß bei den Beregnungen bei zunehmender Abflußintensität verminderten. Entsprechend dieses Zusammenhangs stieg die Metolachlor-Konzentrationen im weiteren Verlauf bei stark abnehmenden Abflußintensitäten wiederum auf $96,0 \mu\text{g l}^{-1}$ an. Insgesamt wurden die Wirkstoffkonzentrationen im Oberflächenabfluß nach natürlichen Niederschlägen aber aufgrund der heterogenen Niederschlagsverteilung in geringerem Maße von der Abflußintensität beeinflusst als bei den Beregnungen.

Bei den insgesamt acht natürlichen Niederschlagsereignissen mit einer Abflußsumme von mindestens 0,1 mm in der Variante oF, die im Verlauf der Vegetationsperioden 1997 bis 1999 auftraten, war das Niederschlags- und Abflußgeschehen z.T. sehr unterschiedlich (Tab. 35, S. 124). So traten 1999 am 12. TnA extrem geringe Niederschlagsintensitäten auf (vgl. auch Anhang, Tab. 57). Im Vergleich mit dem einen Tag später folgendem Abflußereignis (13. TnA 1999) waren v.a. die mittleren Konzentrationen von Metolachlor und Terbutylazin am 12. TnA 1999 trotz der sehr viel höheren Niederschlagssumme von 23,4 mm (13 TnA 1999: 3,40 mm, Tab. 35) deutlich geringer (Tab. 36, S. 125). Dabei ist davon auszugehen, daß die "Mixing Zone" aufgrund der geringen Niederschlagsintensitäten vermutlich sehr flach war. Die vergleichsweise niedrigen mittleren Konzentrationen im Oberflächenabfluß der Variante oF am 12. TnA 1999 sind daher wahrscheinlich auf die geringen Niederschlagsintensitäten zurückzuführen. Eine eindeutige Beziehung zwischen den Konzentrationen und den Niederschlags- bzw. Abflußintensitäten ließ sich anhand der vorliegenden Daten statistisch nicht nachweisen.

Tab. 35: Niederschlags- und Abflußdaten der Variante ohne Filterstreifen bei natürlichen Niederschlagsereignissen mit einer Abflußsumme von mindestens 0,1 mm im Zeitraum von 1997 bis 1999

Termin	Applikation bis Ereignis		Abflußereignis			
	Niederschlags- summe (mm)	Abfluß- summe (mm)	Niederschlag Summe (mm)	$I_{\max}^{1)}$ (mm h ⁻¹)	Abfluß Summe (mm)	I_{\max} (mm min ⁻¹)
26 TnA 1997 ²⁾	79,7	0,08	25,3	150	0,68	0,50
33 TnA 1997 ²⁾	117	0,77	9,43	54	0,13	0,50
13 TnA 1998 ²⁾	60,3	0,04	26,4	96	6,52	0,50
18 TnA 1998 ²⁾	106	6,64	14,4	54	0,15	0,02
9 TnA 1999	8,3	0,03	19,1	84	0,33	0,06
12 TnA 1999	38,5	0,40	23,4	18	0,13	0,01
13 TnA 1999	67,5	0,60	3,4	42	0,44	0,07
42 TnA 1999	128	1,28	8,4	54	1,03	0,25

¹⁾ I_{\max} = maximale Minutenintensität der Niederschläge

²⁾ Niederschlagsdaten von der Meßstation der Kläranlage in Velbert-Neviges

Mit Ausnahme des 1999 am 12. TnA erfolgten Niederschlagsereignisses nahmen die mittleren Lösungskonzentrationen aller drei Wirkstoffe im Oberflächenabfluß der **Variante oF** in den Jahren 1998 und 1999 mit zunehmendem zeitlichen Abstand der Abflußereignisse zur Applikation ab (Tab. 36, S. 125). 1997 wurden jedoch am 33. TnA deutlich höhere mittlere Konzentrationen als am 26. TnA 1997 festgestellt. Dabei ist zu berücksichtigen, daß die Ergebnisse vom 26. TnA 1997 aufgrund der in Kap. 2.2.5 dargestellten technischen Probleme bei der Probenaufbereitung von eingeschränkter Aussagekraft sind. Die höheren mittleren Konzentrationen im Oberflächenabfluß vom 33. TnA 1997 könnten daher auf die methodischen Probleme bei der Untersuchung der Proben vom 26. TnA 1997 zurückzuführen sein. Vermutlich ist es z.T. auch auf diese Probleme zurückzuführen, daß die für den 26. TnA 1997 berechneten mittleren Konzentrationen von Metolachlor und Terbutylazin im Vergleich zu den jeweils ersten größeren Abflußereignissen 1998 und 1999 mit 4,11 bzw. 1,43 mg l⁻¹ sehr niedrig sind. Aber auch 1998 wurden am 13. TnA für alle drei Wirkstoffe deutlich geringere mittlere Konzentrationen als 1999 am 9. TnA festgestellt. Aufgrund der zwischen Herbizidapplikation und untersuchtem Abflußereignis aufgetretenen Niederschläge von 60,3 mm (1998) bzw. 8,3 mm (1999) kann vor allem 1998 bereits vor Abflußbeginn am 13. TnA eine beträchtliche vertikale Verlagerung stattgefunden haben, die die im Ap-Horizont adsorbierten und gelösten Herbizidanteile reduziert hat, während die 1999 am 9. TnA sehr hohen Konzentrationen sehr wahrscheinlich durch die vergleichsweise geringen Abflußintensitäten bedingt sind.

Tab. 36: Mittlere Herbizidlösungskonzentrationen im Oberflächenabfluß der einzelnen Varianten bei natürlichen Niederschlagsereignissen mit einer Abflußsumme von mindestens 0,1 mm in der Variante ohne Filterstreifen in den Jahren 1997, 1998 und 1999 (n.u. = nicht untersucht, n.n. = nicht nachweisbar, n.b. = nicht bestimmbar)

Termin	Wirkstoff	ohne Filterstreifen $\mu\text{g l}^{-1}$	Ackerrandstreifen $\mu\text{g l}^{-1}$	6 m Grasfilterstreifen $\mu\text{g l}^{-1}$	12 m Grasfilterstreifen $\mu\text{g l}^{-1}$
26 TnA 1997	Metolachlor	4,11	0,42	0,53	0,42
	Terbuthylazin	1,43	n.b.	0,67	n.b.
	Pendimethalin	1,21	n.n.	n.n.	n.n.
33 TnA 1997	Metolachlor	23,6	0,57		n.n.
	Terbuthylazin	41,8	0,59	k. Abfl.	n.n.
	Pendimethalin	2,13	n.n.		n.n.
13 TnA 1998	Metolachlor	148	71,2	75,0	41,6
	Terbuthylazin	110	49,5	54,5	28,3
	Pendimethalin	6,73	2,87	3,66	1,10
18 TnA 1998	Metolachlor	44,3			
	Terbuthylazin	33,6	kein Abfluß	kein Abfluß	kein Abfluß
	Pendimethalin	1,31			
9 TnA 1999	Metolachlor	721	761		6,01 ¹⁾
	Terbuthylazin	220	226	kein Abfluß	1,60 ¹⁾
	Pendimethalin	11,2	10,6		n.b. ¹⁾
12 TnA 1999	Metolachlor	56,5	46,0 ¹⁾		2,16 ¹⁾
	Terbuthylazin	28,9	28,2 ¹⁾	kein Abfluß	1,00 ¹⁾
	Pendimethalin	3,34	3,22 ¹⁾		n.n. ¹⁾
13 TnA 1999	Metolachlor	119	115	108	
	Terbuthylazin	51,9	48,6	44,5	kein Abfluß
	Pendimethalin	4,31	3,76	5,94	
42 TnA 1999	Metolachlor	76,2	71,4 ¹⁾		
	Terbuthylazin	35,1	33,3 ¹⁾	kein Abfluß	n.u.
	Pendimethalin	4,03	4,59 ¹⁾		

¹⁾ Ergebnisse der Sammelproben

Der Austrag von Herbizidwirkstoffen mit dem Oberflächenabfluß wurde v.a. durch Ereignisse mit hohen Abflußsummen bestimmt. Um die Schutzwirkung von Filterstreifen für die Oberflächengewässer beurteilen zu können, ist bei diesen Ereignissen die Höhe des Wirkstoffaustrags aus den verschiedenen **Filterstreifenvarianten** (ARS: mit 12 m Ackerrandstreifen, GF6m: mit 6 m Grasfilterstreifen und GF12m: mit 12 m Grasfilterstreifen) von Interesse. In den Filterstreifenvarianten trat z.T. kein (s. Tab. 36) oder nur geringfügiger Abfluß auf (s. Kap. 3.1). Allein aus dieser Tatsache kann auf eine gute Schutzwirkung der verschiedenen Filterstreifen geschlossen werden. Die Verminderung der mittleren Wirkstoffkonzentrationen im Oberflächenabfluß durch die

Filterstreifenvarianten war im Vergleich der verschiedenen Versuchsjahre 1997 am ausgeprägtesten (Tab. 36). So betrug die Reduktion am 33. TnA 1997 in der Variante ARS zwischen 98 % (Metolachlor) und 100 % (Pendimethalin). In den Grasfiltervarianten war die Wirksamkeit noch größer; im Oberflächenabfluß der Variante GF12m war zu diesem Termin keiner der Wirkstoffe nachweisbar, während in der Variante GF6m kein Abfluß auftrat. Auch bei dem 1998 in Bezug auf die Oberflächenabflußmengen sehr bedeutenden Niederschlagsereignis vom 13. TnA waren die mittleren Konzentrationen der einzelnen Wirkstoffe im Oberflächenabfluß aller Filterstreifenvarianten gegenüber der Variante oF deutlich vermindert. Die Reduktion betrug in der Variante ARS zwischen 52 % (Metolachlor) und 57 % (Pendimethalin) und in der Variante GF6m zwischen 46 % (Pendimethalin) und 50 % (Terbuthylazin). In der Variante GF12m trat mit einer Verminderung zwischen 72 % (Metolachlor) und 84 % (Pendimethalin) die größte Wirkung auf.

Im Versuchsjahr 1999 zeigte sich dagegen ein anderes Bild. Die Abflußmengen der Filterstreifenvarianten betragen maximal 0,08 mm (s. Anhang, Tab. 57) und waren damit wesentlich niedriger als bei der Variante oF. In den Abflüssen der Varianten ARS und GF6m wurden zumeist ähnliche mittlere Konzentrationen wie in den Abflüssen der Variante oF festgestellt. Dabei ist bei den Varianten ARS und GF6m davon auszugehen, daß das zu Beginn des natürlichen Abflußereignisses von der Ackerfläche abfließende Wasser - wie bei der Variante oF - die niedrigsten Wirkstoffkonzentrationen aufwies (Abb. 30, S. 122) und komplett in die Filterstreifen infiltrierte. Zu dem Zeitpunkt, zu dem in den Filterstreifen dann der Oberflächenabfluß begann, waren in der Variante oF bereits relativ hohe Wirkstoffkonzentrationen erreicht, die deutlich über denen der Filterstreifenvarianten lagen. Betrachtet man beispielsweise 1999 am 9. TnA in der Variante oF lediglich die Konzentrationen in dem Abfluß, der gleichzeitig mit dem Abflußbeginn der Variante ARS auftrat, ergeben sich durchschnittliche Werte von 942 $\mu\text{g l}^{-1}$ Metolachlor, 286 $\mu\text{g l}^{-1}$ Terbuthylazin und 14,8 $\mu\text{g l}^{-1}$ Pendimethalin (s. Anhang, Tab. 57). Demgegenüber waren die Konzentrationen der Variante ARS um 19 % (Metolachlor) bis 28 % (Pendimethalin) vermindert. Neben der deutlichen Verminderung der Abflußmengen durch die Filterstreifen ist daher auch in 1999 von einer leichten Reduktion der Konzentrationen im Oberflächenabfluß bei der Filterstreifenpassage der Varianten ARS und GF6m auszugehen. Die deutlichste Filterwirkung ging dabei jedoch von der Variante GF12m aus, da die Herbizidausträge zum überwiegenden Teil bis komplett im Filterstreifen retendiert wurden.

Gehalte im abgetragenen Sediment

Insbesondere stark adsorbierte Wirkstoffe wie Pendimethalin werden in der Oberflächenabflußsuspension mit dem abgetragenen Sediment in z.T. großen Mengen verlagert (MICHENFELDER & SCHRAMM, 1992; GOUY et al., 1999; SPATZ, 1999). In

Abb. 31 sind die extrahierbaren Pendimethalin-Gehalte im abgetragenen Sediment der Variante oF während dreier natürlicher Niederschlagsereignisse sowie einer Beregnung in Bezug auf die Sedimentabtragssumme dargestellt. Im Verlauf des ersten natürlichen Abflußereignisses 1999 (9 TnA) zeigten die Pendimethalin-Gehalte im Sediment einen ähnlichen Verlauf wie die Lösungskonzentrationen im Oberflächenabfluß (s. Abb. 30, S. 122). Die Wirkstoffgehalte der Sedimente, die während der Beregnung abgetragen wurden, nahmen zunächst ebenfalls deutlich zu und waren dann bis zu der Abtragssumme von 8,83 g pro m² Ackerfläche relativ konstant. Wie in Kap. 6.1.2 dargestellt, nahmen die Gehalte im ausgetragenen Sediment im weiteren Verlauf der Beregnung tendenziell ab. Bei den natürlichen Niederschlagsereignissen 13 und 42 TnA, bei denen die Gehalte in den Sedimenten insgesamt niedriger waren, wurde ein etwas anderer Verlauf festgestellt. So traten zu Beginn der Ereignisse zunächst nur schwach ansteigende Gehalte auf, worauf sich jeweils eine Phase mit stärker zunehmenden Gehalten anschloß. Gegen Ende der Ereignisse nahmen die Gehalte wiederum ab.

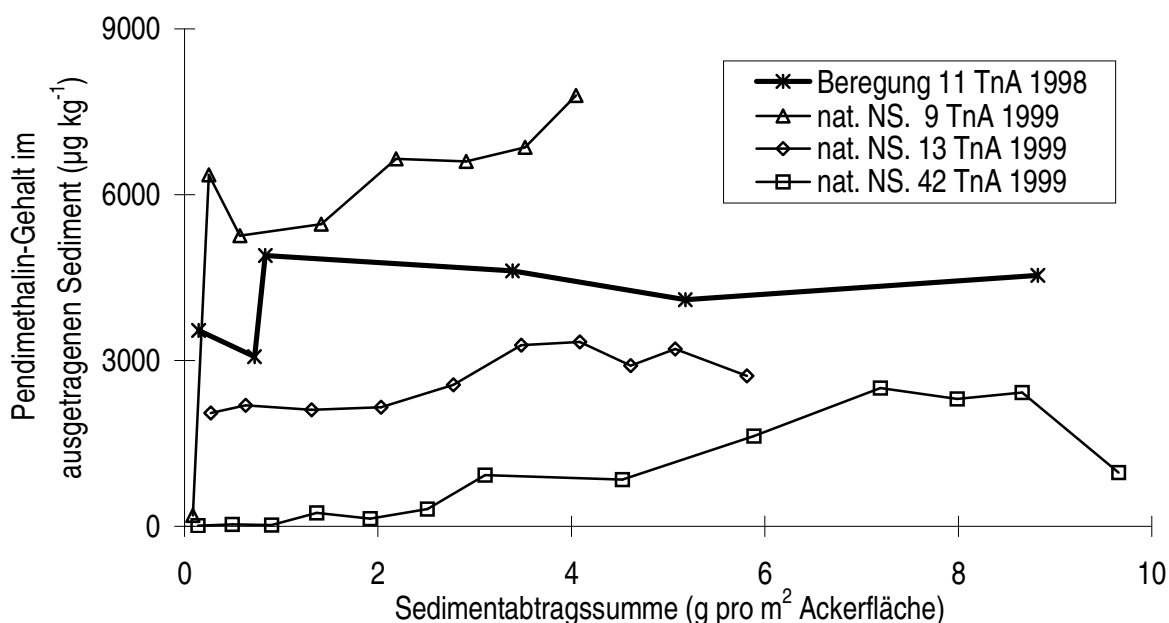


Abb 31: Pendimethalin-Gehalte im abgetragenen Sediment der Variante ohne Filterstreifen (oF) im Verlauf einer Beregnung 11 Tage nach der Applikation am 25.05.1998 und dreier natürlicher Niederschlagsereignisse (nat. NS) 9, 13 und 42 Tage nach der Applikation (TnA) am 24.05.1999

In Tab. 37 (S. 128) sind im Überblick die mittleren Herbizidgehalte dargestellt, die während der größeren Abflußereignisse im abgetragenen Sediment der einzelnen Filterstreifenvarianten auftraten. Während die mittleren Lösungskonzentrationen von Pendimethalin stets sehr viel niedriger als die von Metolachlor und Terbutylazin waren

(s. Tab. 36, S. 125), lagen die mittleren Pendimethalin-Gehalte im abgetragenen Sediment deutlich über den Gehalten der anderen beiden Wirkstoffe. Im Vergleich der drei Untersuchungsjahre waren die mittleren Gehalte der drei Wirkstoffe 1997 insgesamt am niedrigsten und 1999 am höchsten. Die höchsten Gehalte in einzelnen Proben wurden 1999 am 9. TnA mit $2.968 \mu\text{g kg}^{-1}$ Metolachlor, $1.981 \mu\text{g kg}^{-1}$ Terbutylazin und $7.800 \mu\text{g kg}^{-1}$ Pendimethalin in der Variante oF gemessen (s. Anhang, Tab. 57); an diesem Termin wurden auch die höchsten Mittelwerte aller Ereignisse während des gesamten Untersuchungszeitraumes ermittelt.

Tab. 37: Mittlere Herbizidgehalte im abgetragenen Sediment der verschiedenen Filterstreifenvarianten bei natürlichen Niederschlagsereignissen mit einer Abflußsumme von mindestens 0,1 mm in der Variante ohne Filterstreifen (n.u. = nicht untersucht, n.n. = nicht nachweisbar, n.b. = nicht bestimmbar, kein Sediment = Sedimentkonzentration für Analyse zu niedrig)

Termin	Wirkstoff	ohne Filterstreifen $\mu\text{g kg}^{-1}$	Ackerrandstreifen $\mu\text{g kg}^{-1}$	6 m Grasfilterstreifen $\mu\text{g kg}^{-1}$	12 m Grasfilterstreifen $\mu\text{g kg}^{-1}$
26 TnA 1997	Metolachlor	n.b.	n.b.		n.b.
	Terbutylazin	54,9	66,2	kein Sediment	86
	Pendimethalin	147	n.b.		n.b.
33 TnA 1997	Metolachlor	114	n.n.		
	Terbutylazin	50,7	16,4	kein Abfluß	kein Sediment
	Pendimethalin	516	n.n.		
13 TnA 1998	Metolachlor	741	517	552	580
	Terbutylazin	927	481	572	613
	Pendimethalin	3547	2049	2569	1879
18 TnA 1998	Metolachlor	308			
	Terbutylazin	292	kein Abfluß	kein Abfluß	kein Abfluß
	Pendimethalin	685			
9 TnA 1999	Metolachlor	2294	1905		
	Terbutylazin	1317	1028	kein Abfluß	kein Sediment ¹⁾
	Pendimethalin	5648	2746		
12 TnA 1999	Metolachlor	698	845 ¹⁾		
	Terbutylazin	493	286 ¹⁾	kein Abfluß	kein Sediment ¹⁾
	Pendimethalin	4185	2820 ¹⁾		
13 TnA 1999	Metolachlor	662	805	803	
	Terbutylazin	434	584	511	kein Abfluß
	Pendimethalin	2652	3299	3261	
42 TnA 1999	Metolachlor	377	359 ¹⁾		
	Terbutylazin	193	208 ¹⁾	kein Abfluß	n.u.
	Pendimethalin	951	1547 ¹⁾		

¹⁾ Ergebnisse der Sammelproben

Wie die mittleren Lösungskonzentrationen im Oberflächenabfluß nahmen auch die mittleren Gehalte im ausgetragenen Sediment in 1998 und 1999 mit zunehmendem zeitlichen Abstand zur Applikation ab (Abb. 31, S. 127 und Tab. 37, S. 128). Im Unterschied zu den mittleren Lösungskonzentrationen hat die geringere Niederschlagsintensität und Sedimentabtragssumme des Ereignisses am 12. TnA 1999 im Vergleich zum Ereignis am 13. TnA 1999 (s. Tab. 35, S. 124 und Tab. 36, S. 125) die mittleren Gehalte der schwach sorbierten Wirkstoffe Metolachlor und Terbuthylazin im abgetragenen Sediment kaum beeinflußt (Tab. 37). Für Pendimethalin traten 1999 am 12. TnA bei niedrigeren mittleren Lösungskonzentrationen mit $4.185 \mu\text{g kg}^{-1}$ sogar deutlich höhere mittlere Gehalte im Sediment auf als am 13. TnA ($2.652 \mu\text{g kg}^{-1}$). Am 42. TnA 1999 zeigten sich weiter verringerte Werte; im Vergleich zum ersten Abflußereignis am 9. TnA 1999 betragen die Gehalte aller Wirkstoffe noch ca. 15 %.

In den verschiedenen **Varianten mit Filterstreifen** waren sowohl die Abflußsummen als auch die in den Abflußsuspensionen enthaltenen Sedimentkonzentrationen niedriger als in der Variante oF, so daß teilweise keine Bestimmung der Wirkstoffgehalte möglich war. In Tab. 37 sind entsprechende Abflußereignisse mit „kein Abfluß“ bzw. „kein Sediment“ gekennzeichnet. In beiden Fällen ist von einer guten Schutzwirkung der Filterstreifen in Bezug auf die mit dem abgetragenen Sediment ausgetragenen Wirkstoff auszugehen. Die Herbizidwirkstoffgehalte im abgetragenen Sediment der Filterstreifenvarianten ergaben im Vergleich mit der Variante oF kein einheitliches Bild. In 1997 waren bei insgesamt niedrigen Gehalten die Werte von Terbuthylazin in den Varianten ARS und GF12m gegenüber der Variante oF am 26. TnA zunächst teilweise leicht erhöht. Am 33. TnA 1997 waren die Wirkstoffgehalte für ARS deutlich niedriger als in der Variante oF. Während im 6 m breiten Grasfilterstreifen kein Oberflächenabfluß auftrat, hielt der 12 m Grasfilterstreifen das mit der Abflußsuspension ausgetragene Sediment so effektiv zurück, daß die sehr geringen Sedimentmengen keine Analysen auf Herbizidwirkstoffe hin erlaubten.

Auch in 1998 wurde eine deutliche Filterwirkung aller Vegetationsfilterstreifen beobachtet. So trat am 13. TnA 1998 für alle Wirkstoffe in allen Filterstreifenvarianten eine deutliche Verminderung der Gehalte in den Sedimenten gegenüber der Variante oF auf. In den Varianten ARS und GF6m waren dabei die Terbuthylazin-Gehalte am stärksten, d.h. auf 52 % bzw. 62 % der Werte der Variante oF reduziert; dagegen war in der Variante GF12m die Verminderung von Pendimethalin (auf 53 %) am ausgeprägtesten. Wie in der Variante oF waren die Wirkstoffgehalte im ausgetragenen Sediment auch für die Filterstreifenvarianten in 1999 höher als in den anderen Versuchsjahren. Beim ersten Abflußereignis 9 TnA wiesen die Grasfilterstreifen keinen Oberflächenabfluß bzw. nur geringfügige Mengen auf. Auch in der Variante mit Ackerlandstreifen wurde eine Filterwirkung beobachtet, da die Gehalte der verschiedenen Wirkstoffe z.T. deutlich niedriger als in der Variante ohne Filterstreifen waren. Die

größte Wirkung zeigte sich für Pendimethalin mit einer Reduzierung auf 49 %. An den folgenden Terminen traten in den Varianten ARS und GF6m z.T. gegenüber oF erhöhte Gehalte auf. Dies kann einerseits auf Einträge in die Filterstreifen aus vorherigen Abflußereignissen zurückzuführen sein. Andererseits wird in Bezug auf das abgetragene Sediment häufig von einer selektiven Filterwirkung durch Vegetationsfilterstreifen berichtet, d.h. gröbere Bodenpartikel wie Schluff oder Sand werden verstärkt zurückgehalten, während Tonminerale und organische Substanz im weitertransportierten Sediment relativ angereichert werden (AUERSWALD & HAIDER, 1992). Da Herbizidwirkstoffe v.a. an organische Substanz und Tonminerale gebunden werden, kann auch dieser Prozeß zu den erhöhten Gehalten im abgetragenen Sediment der Filterstreifenvarianten beigetragen haben.

Zusammenfassend läßt sich sagen, daß für alle Filterstreifenvarianten auch bei natürlichen Niederschlagsereignissen eine Schutzwirkung gegenüber Herbizidausträgen und damit vor potentiellen Einträgen in Fließgewässern erkennbar wird. Dabei wurden durch die Vegetationsfilterstreifen Oberflächenabfluß und Sedimentabtrag deutlich vermindert bzw. teilweise ganz vermieden; darüber hinaus wurden die Wirkstoffkonzentrationen und -gehalte in den Oberflächenabflußsuspensionen bei der Filterstreifenpassage z.T. drastisch herabgesetzt. Bei vereinzelt Ereignissen waren die Konzentrationen der Lösungsphase und Gehalte der Sedimente im Abfluß der verschiedenen Filterstreifen gegenüber der Variante oF allerdings auch leicht erhöht. Insgesamt zeigen die Ergebnisse jedoch, daß vor allem bei dem jeweils ersten Starkregenereignis nach der Applikation und damit bei sehr hohen Gesamtausträgen eine sehr effektive Schutzwirkung der Filterstreifen gegeben ist.

6.2 Lösungskonzentrationen im Zwischenabfluß der einzelnen Filterstreifenvarianten

Pflanzenschutzmittelwirkstoffe können außer über einen Austrag mit der Oberflächenabflußsuspension auch über den Zwischenabfluß verlagert werden. Die erhöhte Infiltration von Oberflächenabfluß in Vegetationsfilterstreifen kann möglicherweise zu vermehrtem Zwischenabfluß und damit auf diese Weise zu erhöhten Wirkstoffausträgen führen. Daher wurde auf der Versuchsfläche in Velbert neben dem Oberflächenabfluß auch der Zwischenabfluß der Varianten oF (ohne Filterstreifen) und GF12m (mit 12 m breitem Grasfilterstreifen) bis zu einer Tiefe von 100 cm aufgefangen und analysiert. Im folgenden werden die Herbizidkonzentrationen, die im Zwischenabfluß festgestellt wurden, dargestellt. Dabei ist zu beachten, daß die Zwischenabflußproben stets Mischproben darstellen (s. Kap. 2.2.3); zum Vergleich sind daher die Mittelwerte der Oberflächenabflußproben von den entsprechenden Terminen am ehesten geeignet. Zunächst werden die Ergebnisse des am 04.11.1997 zu Winterweizen

ausgebrachten Chlortoluron im Zusammenhang mit den entsprechenden Oberflächenabflußdaten vorgestellt. Zu einigen Terminen trat auch im Anschluß an die *Stentan*-Applikationen (jeweils im Mai 1997 bis 1999 zu Mais) Zwischenabfluß auf. Die ermittelten Wirkstoffkonzentrationen werden im Überblick und in Verbindung mit ausgewählten Oberflächenabflußereignissen dargestellt.

6.2.1 Jahreszeitlicher Verlauf

In Abb. 32 sind die Chlortoluron-Konzentrationen dargestellt, die im Zwischenabfluß in den Varianten oF (ohne Filterstreifen) und GF12m (12 m Grasfilterstreifen) nach der Applikation am 04.11.1997 festgestellt wurden. Für GF12m sind die Ergebnisse der beiden parallelen Auffangvorrichtungen als Mittelwert aufgeführt; dies war möglich, weil die Ergebnisse in Bezug auf die Konzentrationen jeweils sehr gut übereinstimmten (s. Anhang, Tab. 63). In der Variante oF ist während des Untersuchungszeitraumes nur an einer der beiden Auffangvorrichtungen Zwischenabfluß aufgetreten (ZA (2); vgl. Abb. 1, S. 11). In 184 Tagen trat insgesamt 14 mal Zwischenabfluß auf.

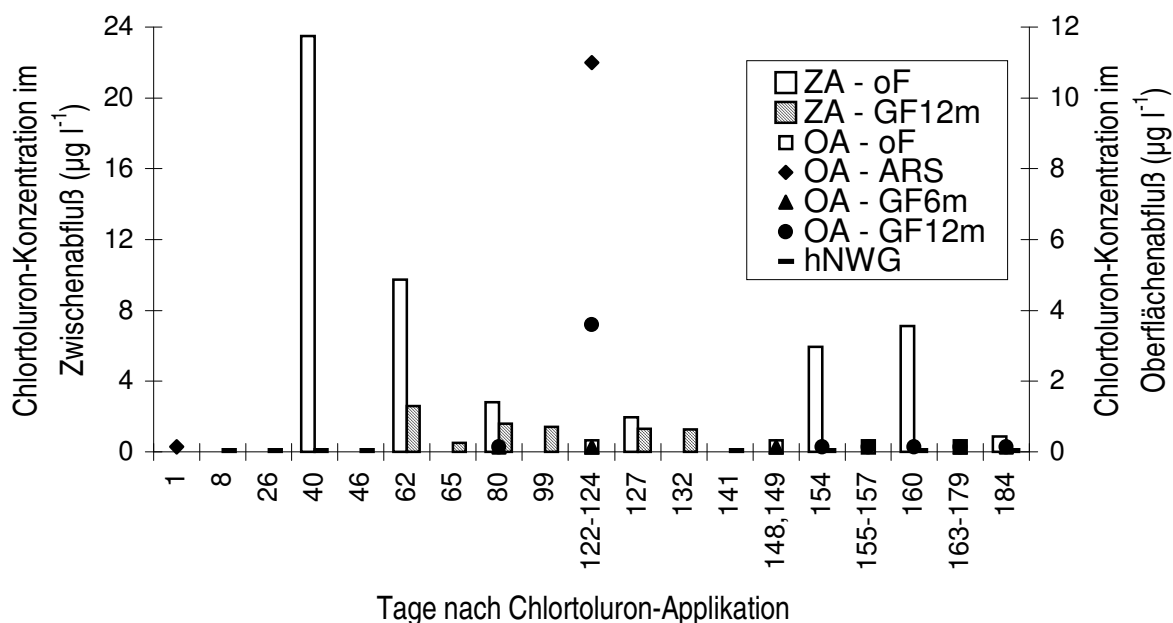


Abb. 32: Chlortoluron-Konzentrationen im Zwischenabfluß (ZA) der Varianten oF und GF12m sowie im Oberflächenabfluß (OA) der Varianten oF, ARS, GF6m und GF12m in Abhängigkeit von der Zeit (Tage) nach der Applikation am 04.11.1997 (kein Symbol: kein Abfluß; Chlortoluron nicht nachweisbar: dargestellt in Höhe der halben Nachweisgrenze (hNWG) von $0,14 \mu\text{g l}^{-1}$; OA-Konzentrationen der verschiedenen Varianten direkt auf der X-Achse: hNWG)

Die höchste Chlortoluron-Konzentration von $23,5 \mu\text{g l}^{-1}$ wurde 40 TnA beim ersten Auftreten von Zwischenabfluß in der **Variante oF** festgestellt. Im weiteren Verlauf nahmen die Konzentrationen bis zum 127. TnA auf $1,96 \mu\text{g l}^{-1}$ ab. Nach der Bodenbearbeitung (Grubbern) am 30.03.1998 (146 TnA) zeigte sich eine erneute Zunahme auf bis zu $7,11 \mu\text{g l}^{-1}$ am 13.04.1998 bzw. 160 TnA. Ca. 6 Monate (184 Tage) nach der Applikation war Chlortoluron mit $0,88 \mu\text{g l}^{-1}$ zuletzt im Zwischenabfluß nachweisbar.

In der **Variante GF12m** trat 8 bis 46 Tage nach der Applikation zunächst Zwischenabfluß auf, in dem Chlortoluron nicht nachweisbar war (dargestellt in Höhe der halben Nachweisgrenze von $0,14 \mu\text{g l}^{-1}$). Der Wirkstoff trat erstmals 62 TnA mit einer Konzentration von $2,62 \mu\text{g l}^{-1}$ auf; dies war zugleich der Höchstwert in der Variante GF12m. 132 TnA betrug die Konzentration noch $1,28 \mu\text{g l}^{-1}$; im weiteren Verlauf der Untersuchungen war Chlortoluron nicht mehr nachweisbar. Damit trat Chlortoluron nach der Herbstapplikation im Zwischenabfluß der Variante GF12m weniger oft und in wesentlich geringeren Konzentrationen auf als in der Variante oF.

Die Chlortoluron-Konzentrationen, die nach der Applikation am 04.11.1997 im **Oberflächenabfluß** festgestellt wurden, sind ebenfalls in Abb. 32 dargestellt. Dabei traten im Winterweizen nur wenige Oberflächenabflußereignisse mit zumeist geringen Abflußsummen auf. Erst im März 1998 (122-124 TnA) ergaben sich auch Ereignisse mit mindestens $0,1 \text{ mm}$ Abfluß; zu diesem Zeitpunkt war Chlortoluron erstmals im Oberflächenabfluß nachweisbar (s. Anhang, Tab. 55). Die höchste Konzentration von $11,0 \mu\text{g l}^{-1}$ wurde in der Variante ARS 122 TnA festgestellt. In den Varianten oF und GF6m war Chlortoluron im Oberflächenabfluß nicht nachweisbar. Einzelereignisse, bei denen Oberflächenabfluß auftrat, ohne daß Chlortoluron nachweisbar war, sind dabei in Abb. 32 durch die entsprechenden Symbole direkt auf der X-Achse als halbe Nachweisgrenze dargestellt. In der Variante GF12m betrug der Höchstwert $3,65 \mu\text{g l}^{-1}$ (123 TnA). Damit spielte der Oberflächenabfluß als Austragspfad für im Herbst appliziertes Chlortoluron im Vergleich zu den im Mai applizierten Herbiziden nur eine untergeordnete Rolle, während der Zwischenabfluß bedeutsamer war. Auch bei diesem Austragspfad bewirkte der Grasfilterstreifen (12 m) gegenüber der Variante ohne Filterstreifen im Winterhalbjahr 1997/1998 eine ganz wesentliche Erniedrigung der Chlortoluron-Konzentrationen.

Auch im Anschluß an die *Stentan*-Applikationen trat Zwischenabfluß auf, in dem die Wirkstoffe Metolachlor und Terbutylazin an einigen Terminen und Pendimethalin nur sehr selten nachweisbar waren. Für alle Wirkstoffe wurden dabei in den einzelnen Versuchsjahren sehr unterschiedliche Konzentrationen festgestellt (Tab. 38, S. 133; s. auch Anhang, Tab. 63). So betrug die höchsten Metolachlor-Konzentrationen im Zwischenabfluß der **Variante oF**, die während der drei Vegetationsperioden ermittelt wurden, $4,35$ (1997), $43,2$ (1998) und $773 \mu\text{g l}^{-1}$ (1999). Mit Maximalwerten von

5,34 (1997), 25,3 (1998) und 271 $\mu\text{g l}^{-1}$ (1999) wies Terbutylazin teilweise geringere Konzentrationen im Zwischenabfluß als Metolachlor auf; insgesamt ist aber für beide Wirkstoffe in den einzelnen Versuchsjahren eine ähnliche Tendenz erkennbar.

Tab. 38: Maximale Lösungskonzentrationen der Wirkstoffe Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin im Zwischenabfluß der Variante ohne Filterstreifen (oF) für die Versuchsjahre 1997 bis 1999

Wirkstoff	1997 $\mu\text{g l}^{-1}$	1998 $\mu\text{g l}^{-1}$	1999 $\mu\text{g l}^{-1}$
Metolachlor	4,35	43,2	773
Terbutylazin	5,34	25,3	271
Pendimethalin	n.b.	1,22	11,5

Für Pendimethalin wurden dagegen aufgrund seiner geringen Mobilität nur niedrige Konzentrationen festgestellt. So wurden 1997 im Zwischenabfluß der Variante oF nur Pendimethalin-Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze festgestellt, während die für die Vegetationsperioden 1998 und 1999 ermittelten Werte maximal 1,22 und 11,5 $\mu\text{g l}^{-1}$ betragen. Die unterschiedlichen Maximalkonzentrationen, die für die einzelnen Versuchsjahre festgestellt wurden, sind ähnlich wie beim Oberflächenabfluß auf das jeweilige Niederschlags- und Abflußgeschehen zurückzuführen (vgl. Kap. 3.1 und Kap. 6.2.2). 1997 trat erst vergleichsweise spät, d.h. in der 6. WnA, Zwischenabfluß auf. Während der Vegetationsperiode 1998 wurde bereits in der dritten WnA Zwischenabfluß festgestellt (vgl. Anhang, Tab. 63). Die für 1999 ermittelten sehr hohen Maximalkonzentrationen sind dagegen darauf zurückzuführen, daß der entsprechende Zwischenabfluß während des ersten größeren Oberflächenabflußereignisses nach der Applikation auftrat. Vermutlich waren dabei Makroporenflüsse an der Bildung des Zwischenabflusses beteiligt (s. Kap. 6.2.2, S. 136). Insgesamt war Pendimethalin im Zwischenabfluß nur sehr vereinzelt nachweisbar; auch trat dieser Wirkstoff in keinem der Versuchsjahre später als in der 8. WnA auf (vgl. Anhang, Tab. 63).

Metolachlor und v.a. Terbutylazin waren dagegen noch mit sehr viel größerem zeitlichen Abstand zu den Applikationen 1997 und 1998 im Zwischenabfluß der **Variante oF** nachweisbar (Abb. 33, S. 134); für 1999 ist in Bezug auf den späteren Verlauf keine Aussage möglich, da der Versuch im September, d.h. in der 19. WnA beendet wurde. Die höchsten Konzentrationen im Zwischenabfluß traten, wie im Oberflächenabfluß, jeweils vergleichsweise kurz nach den Applikationen auf. Sofern Zwischenabfluß aufgetreten war, wies Metolachlor beim ersten Abflußereignis nach den Applikationen höhere Werte als Terbutylazin auf. Obwohl die Ausbringungsmenge von Terbutylazin nur ca. die Hälfte der Metolachlor-Menge betrug, waren die Terbutylazin-Konzentrationen im Zwischenabfluß aber ab dem 42. bzw. 50. TnA

höher als die von Metolachlor. Auch trat Terbutylazin noch bis zum 329. TnA in geringen Konzentrationen auf, während Metolachlor lediglich bis zum 149. TnA in Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze nachweisbar war. Wie in Kap. 5.2 dargelegt, wurde Metolachlor mit zunehmendem zeitlichen Abstand zur Applikation im tonreichen Unterboden vermutlich sehr viel stärker festgelegt. Terbutylazin unterlag dagegen im Bereich der Ackerfläche offensichtlich bis ca. ein Jahr nach den Applikationen einer - eher geringen - Verlagerung entlang des Hanggefälles.

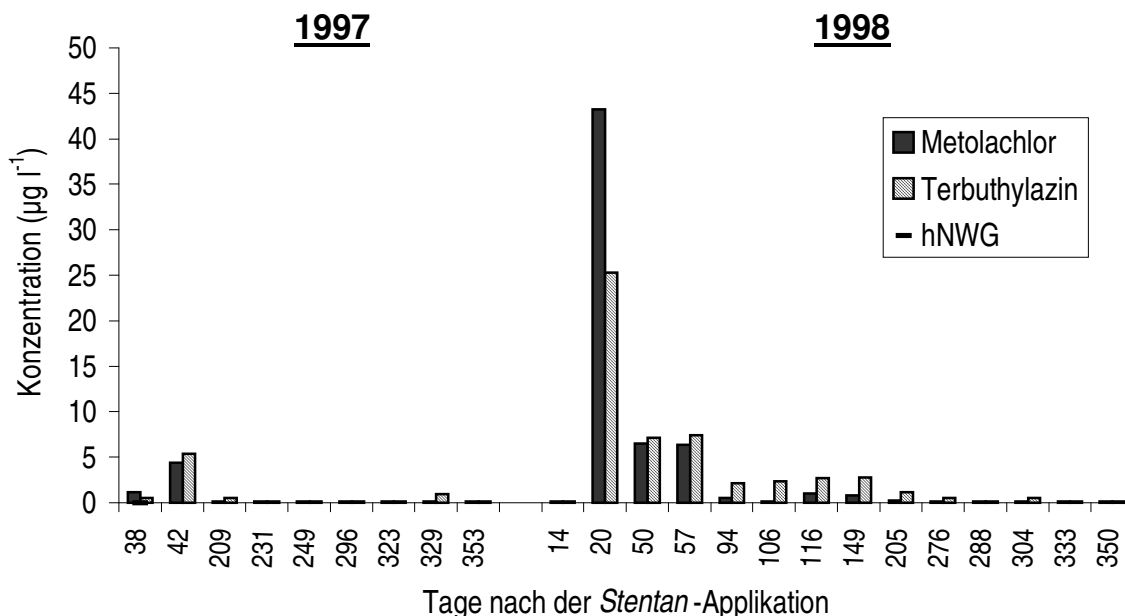


Abb. 33: Mittlere Konzentrationen von Metolachlor und Terbutylazin im Zwischenabfluß der Variante ohne Filterstreifen im Anschluß an die *Stentan*-Applikationen am 19.05.1997 und 25.05.1998 (nicht nachweisbare und nicht bestimmbare Konzentrationen dargestellt in Höhe der jeweiligen halben Nachweisgrenze (hNWG; Metolachlor: 0,12 µg l⁻¹, Terbutylazin: 0,15 µg l⁻¹))

Dabei trat Metolachlor im Zwischenabfluß der **Variante GF12m** lediglich bis zum 126. TnA auf. Terbutylazin wurde auch später noch vereinzelt in geringen Konzentrationen nachgewiesen. Die Konzentrationen von Metolachlor und Terbutylazin waren an wenigen Terminen höher als im Zwischenabfluß der Variante oF; zumeist waren die Werte gegenüber oF aber deutlich vermindert (s. Anhang, Tab. 63).

Der Austrag von Herbiziden mit dem Zwischenabfluß ist somit vor allem für leichter lösliche Wirkstoffe von Bedeutung. Terbutylazin ist mit 8,5 mg l⁻¹ mäßig wasserlöslich; Metolachlor (530 mg l⁻¹) und Chlortoluron (700 mg l⁻¹) sind gut wasserlöslich. Obwohl Terbutylazin eine wesentlich geringere Wasserlöslichkeit als Metolachlor und Chlortoluron aufweist, war es am längsten von den drei untersuchten Wirkstoffen im

Zwischenabfluß nachweisbar. Dies ist vermutlich darauf zurückzuführen, daß Terbutylazin im Boden mit zunehmendem zeitlichen Abstand zur Applikation in deutlich geringerem Maße als Metolachlor festgelegt wurde und demzufolge bei den späteren Zwischenabflußterminen vergleichsweise höhere Wirkstoffanteile in leicht verlagerbarer Form vorlagen. Im Sommerhalbjahr wurden höhere Konzentrationen für Metolachlor und Terbutylazin als im Winter für Chlortoluron festgestellt. Dabei ist zu berücksichtigen, daß im Winterhalbjahr 1997/1998 die Niederschlagsmenge gering war und die meisten Niederschläge erst ca. vier Monate nach der Chlortoluron-Applikation auftraten. Für alle Herbizidwirkstoffe waren die Konzentrationen im Zwischenabfluß der Variante GF12m meist niedriger als in der Variante oF; nur an einzelnen Terminen waren im Zwischenabfluß der Variante mit Grasfilterstreifen deutlich erhöhte Konzentrationen festzustellen, die möglicherweise die Folge einer erhöhten Infiltration an Oberflächenabfluß mit hohen Wirkstoffkonzentrationen in den Filterstreifen waren (Kap. 6.2.2)

6.2.2 Ausgewählte Abflußereignisse

Natürlicher Niederschlag

Zwischenabfluß trat häufig nach größeren Oberflächenabflußereignissen auf. In Tab. 39 (S. 136) sind daher die Konzentrationen im Oberflächen- und Zwischenabfluß der Varianten oF und GF12m für zeitlich eng beieinanderliegende Termine dargestellt. Die Terminangaben für den Zwischenabfluß beziehen sich dabei nicht auf den Zeitpunkt des Auftretens von Abfluß, der methodisch bedingt nicht genau angegeben werden kann, sondern auf den Zeitpunkt der Probenahme. Aufgrund der jeweils vorherigen Zwischenabflußprobenahme sowie der Niederschlagsdaten ist davon auszugehen, daß der Zwischenabfluß jeweils mit Verzögerung zwischen dem Oberflächenabflußereignis und dem Termin der Probenahme stattgefunden hat. Die Niederschlagsangaben in Tab. 39 beziehen sich jeweils auf die oberflächenabflußwirksamen Niederschläge (OA) und den gesamten Niederschlag des Zeitraumes, in dem der jeweilige Zwischenabfluß aufgetreten sein kann (ZA). Für die Variante ohne Filterstreifen sind lediglich die Konzentrationen der Auffangvorrichtung ZA(2) aufgeführt, da bei ZA(1) (vgl. Abb. 1, S. 11) während des gesamten Untersuchungszeitraumes kein Zwischenabfluß aufgetreten ist.

Am 13. TnA 1998 wurden bei einer Niederschlagssumme von 26,4 mm sehr hohe Oberflächenabflußmengen in Verbindung mit hohen Wirkstoffkonzentrationen (Metolachlor: 148 µg l⁻¹, Terbutylazin: 110 µg l⁻¹, Pendimethalin: 6,73 µg l⁻¹) festgestellt. Im Zwischenabfluß der Variante oF waren einen Tag später keine Wirkstoffe nachweisbar. In der Variante GF12m wurden im Oberflächenabfluß 41,6 µg l⁻¹ Metolachlor, im Zwischenabfluß bis zu 21,0 µg l⁻¹ Metolachlor gemessen. Damit könnte die im Vergleich zur Variante oF festgestellte Herabsetzung der Lösungskonzentration der

Oberflächenabflußsuspension bei der Passage durch den Filterstreifen erhöhte Konzentrationen im Zwischenabfluß zur Folge gehabt haben. Am 18. bzw. 20. TnA zeigte sich im Zwischenabfluß der Variante oF ein Anstieg auf $43,2 \mu\text{g l}^{-1}$ Metolachlor, $25,3 \mu\text{g l}^{-1}$ Terbuthylazin und $1,22 \mu\text{g l}^{-1}$ Pendimethalin, wobei die Konzentrationen von Metolachlor und Terbuthylazin höher als im vorausgegangenen Oberflächenabfluß waren. Die Konzentrationen im Zwischenabfluß der Variante GF12m waren demgegenüber deutlich vermindert; wobei ZA(4) an beiden Terminen in 1998 möglicherweise durch die Beregnungen am 11. TnA (65 mm) und 14. TnA (71 mm) beeinflusst wurde, da die Beregnungspartellen relativ nahe bei der Auffangvorrichtung von ZA(4) lagen (vgl. Abb. 1, S. 11).

Tab. 39: Oberflächenabfluß- und zwischenabflußwirksame Niederschlagssummen sowie mittlere Konzentrationen im Oberflächenabfluß (OA) und Zwischenabfluß (ZA) ausgewählter Ereignisse im Vergleich (TnA = Tage nach Applikation, k. Abfl. = kein Zwischenabfluß, n.n. = nicht nachweisbar; weitere Erläuterungen siehe Text)

Jahr (TnA)	Niederschlag		Wirkstoff	ohne Filterstreifen		12 m Grasfilterstreifen		
	OA mm	ZA mm		OA $\mu\text{g l}^{-1}$	ZA(2) $\mu\text{g l}^{-1}$	OA $\mu\text{g l}^{-1}$	ZA(3) $\mu\text{g l}^{-1}$	ZA(4) $\mu\text{g l}^{-1}$
1998 (13/14)	26,4 ¹⁾	33,5 ¹⁾	Met.	148	n.n.	41,6	17,3	21,0
			Ter.	110	n.n.	28,3	9,86	12,2
			Pen.	6,73	n.n.	3,01	n.n.	n.n.
1998 (18/20)	14,4 ¹⁾	34,0 ¹⁾	Met.	22,3	43,2			4,61
			Ter.	19,3	25,3	k. Abfl.	k. Abfl.	4,17
			Pen.	1,31	1,22			n.n.
1999 (9/9)	19,1	19,9	Met.	721	773	6,01 ²⁾	5,77	449
			Ter.	220	271	1,60 ²⁾	1,63	132
			Pen.	11,2	11,5	0,35 ²⁾	n.n.	5,46
1999 (12/12)	23,4	27,1	Met.	56,5		2,16 ²⁾	11,3	
			Ter.	28,9	k. Abfl.	1,00 ²⁾	5,16	k. Abfl.
			Pen.	3,34		0,11 ²⁾	n.n.	
1999 (13/16)	3,4	11,2	Met.	119	56,4		155	
			Ter.	51,9	21,9	k. Abfl.	76,3	k. Abfl.
			Pen.	4,31	n.n.		1,14	

¹⁾ Niederschlagsdaten von der Meßstation der Kläranlage in Velbert-Nevigis

²⁾ Ergebnisse der Sammelproben

Die höchsten Konzentrationen aller Oberflächen- und Zwischenabflußproben der Variante oF wurden 1999 am 9. TnA mit Werten bis zu $773 \mu\text{g l}^{-1}$ Metolachlor, $271 \mu\text{g l}^{-1}$ Terbuthylazin und $11,5 \mu\text{g l}^{-1}$ Pendimethalin im Zwischenabfluß festgestellt. Dabei waren die Konzentrationen der einzelnen Wirkstoffe im Oberflächen- und Zwischenabfluß ähnlich hoch. Somit läßt sich folgern, daß wahrscheinlich kontaminierter

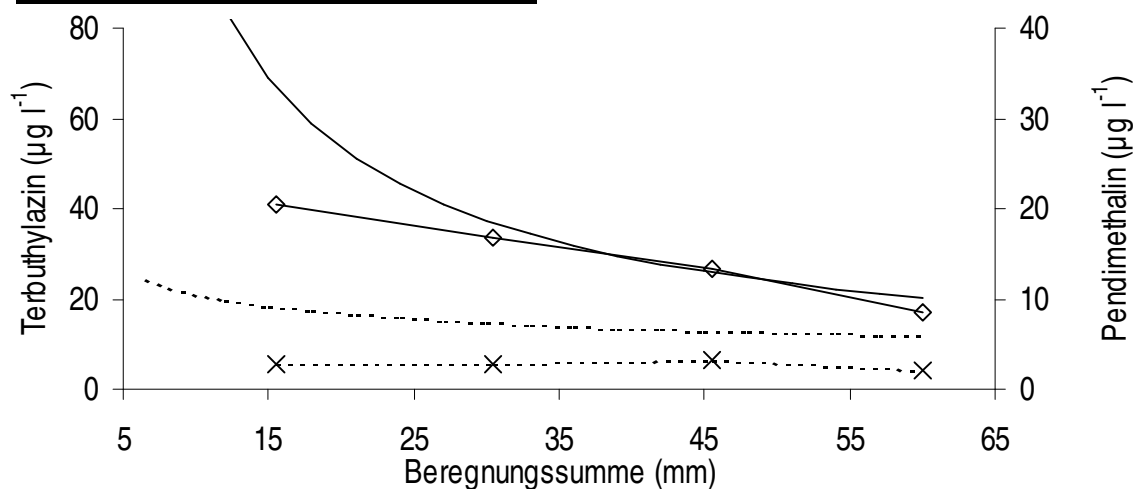
Oberflächenabfluß in Makroporen infiltriert und sehr schnell in die Tiefe geleitet wurde, ohne daß eine Adsorption an die Bodenmatrix erfolgen konnte. Gleichzeitig wird deutlich, daß zur quantitativen Erfassung der Herbizidausträge der Zwischenabfluß berücksichtigt werden muß. Am 13. bzw. 16. TnA 1999 waren die Konzentrationen im Zwischenabfluß der Variante oF bereits deutlich niedriger als am 9. TnA; im Oberflächenabfluß wurden jedoch für alle Wirkstoffe höhere Konzentrationen als im Zwischenabfluß dieser Variante festgestellt. Das stark adsorbierte Pendimethalin war dabei im Zwischenabfluß nicht nachweisbar. In der Variante GF12m wurde 1999 nur sehr wenig Oberflächenabfluß (0,01 mm 9 TnA bzw. 0,03 mm 12 TnA) festgestellt, so daß aufgrund der Einstellung der automatischen Probenahmegeräte keine Probenahme erfolgte. In Tab. 39 sind deshalb die Ergebnisse für die Sammelproben der Parallelparzelle GF12m aufgeführt (s. Abb. 1, S. 11). Die Konzentrationen im Zwischenabfluß der beiden Auffangvorrichtungen ZA(3) und ZA(4) waren am 9. TnA sehr unterschiedlich (Tab. 39, S. 136). Dabei ist von Bedeutung, daß ZA(4) - wie in 1998 - relativ nahe bei den am Vortag mit 60 mm beregneten Parzellen lag und vermutlich von den dabei in den Filterstreifen eingetragenen Wirkstoffen sowie vom erhöhten Bodenfeuchtegehalt beeinflusst wurde (s. Abb. 1, S. 11). Daher ist davon auszugehen, daß die Werte der Auffangvorrichtung ZA(3) die Konzentrationen unter natürlichen Niederschlagsbedingungen besser widerspiegeln. In ZA(4) trat bei den folgenden Ereignissen kein Abfluß mehr auf. Für ZA(3) zeigte sich dagegen eine deutliche Zunahme der Konzentrationen mit zunehmendem zeitlichen Abstand zur Applikation, wobei am 16. TnA für alle Wirkstoffe höhere Konzentrationen als im Oberflächen- und Zwischenabfluß der Variante oF erreicht wurden. Diese höheren Konzentrationen im Zwischenabfluß der Variante GF12m sind wahrscheinlich auf Stoffeinträge durch die vorherige Infiltration in den Filterstreifen zurückzuführen. Die Wirkstoffe wurden dann zum Teil mit einer deutlichen Verzögerung gegenüber der Variante oF und in niedrigeren Konzentrationen über den Zwischenabfluß von GF12m ausgetragen (vgl. 1999: 9 TnA ZA(2) und 16 TnA ZA(3)).

Beregnungen

Anhand der Ergebnisse zum Zwischenabfluß infolge natürlicher Niederschläge wurde deutlich, daß der Transport durch Makroporen als Teilaspekt des Zwischenabflusses erheblich zur lateralen Verlagerung von Stoffen durch Vegetationsfilterstreifen beitragen kann. Wie in Kap. 3.1 angesprochen, trat während einzelner Beregnungen bei einer der Parzellen mit Grasfilterstreifen Abflußwasser direkt aus der Wand bzw. dem Boden der zur Probenahme eingerichteten Grube aus, das also zumindest teilweise durch Makroporen transportiert worden sein muß. Dabei war jeweils die beregnete Parzelle betroffen, bei der kein oder nur sehr wenig Oberflächenabfluß aufgetreten war und somit offensichtlich eine höhere Infiltrationskapazität vorlag. Da das Phänomen

jeweils während der 2. und 3. Beregnung der Parzellen beobachtet wurde, war das Wasserspeichervermögen des Filterstreifens aufgrund der durch die vorherigen Beregnungen verursachten hohen Vorbefeuchtung soweit erschöpft, daß Makroporenfluß auftrat. Bei den 1999 durchgeführten Beregnungen wurden die auftretenden Abflüsse im halbstündigen Abstand beprobt. In Abb. 34 sind die Konzentrationen von Terbutylazin und Pendimethalin im Zwischenabfluß dargestellt, die 1999 für die Beregnungstermine 8 und 23 TnA festgestellt wurden. Der Zwischenabfluß trat dabei jeweils bei einer Niederschlagssumme von ca. 16 mm auf.

8 Tage nach der Applikation 1999



23 Tage nach der Applikation 1999

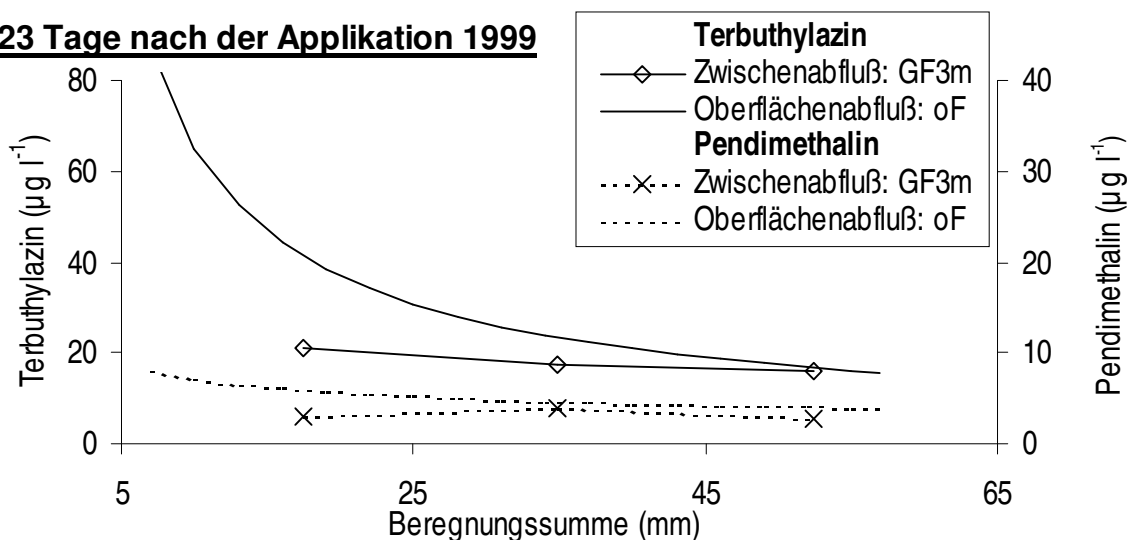


Abb. 34: In Abhängigkeit von der Beregnungssumme dargestellte Konzentrationen von Terbutylazin und Pendimethalin im Zwischenabfluß der Variante mit 3 m Grasfilterstreifen (GF3m) während der Beregnungen 1999 am 8. und 23. TnA sowie Darstellung der Konzentrationen im Oberflächenabfluß der Variante ohne Filterstreifen (oF) anhand von Potentialfunktionen (s. Kap. 6.1.2)

Die Terbutylazin-Konzentrationen im Zwischenabfluß nahmen während der Beregnung kontinuierlich ab; v.a. am 8. TnA verlief die Abnahme von 40,8 auf 17,0 $\mu\text{g l}^{-1}$ dabei nahezu linear. Die Terbutylazin-Konzentrationen im Oberflächenabfluß der Variante oF sind in Abb. 34 vergleichsweise anhand der in Kap. 6.1.2 erläuterten Potentialfunktionen dargestellt. Die Konzentrationen waren im Oberflächenabfluß zunächst sehr viel höher als im Zwischenabfluß. Da die Konzentrationen im Oberflächenabfluß jedoch viel stärker abnahmen, wies der Zwischenabfluß gegen Ende der Beregnungen jeweils ähnlich hohe Konzentrationen auf. Bei etwas höheren Werten ergab sich für Metolachlor dabei ein ähnliches Bild (nicht dargestellt). Möglicherweise ist diese Annäherung der Terbutylazin-Konzentrationen im Oberflächen- und Zwischenabfluß darauf zurückzuführen, daß im Verlauf der Beregnung der Zwischenabfluß zunehmend aus oberflächennahen Bereichen des Bodens gespeist wurde, in denen höhere Wirkstoffkonzentrationen vorlagen. Die Terbutylazin-Konzentrationen, die 23 TnA im Oberflächenabfluß der betroffenen Parzelle mit Grasfilterstreifen festgestellt wurden, waren mit Werten von ca. 7 $\mu\text{g l}^{-1}$ deutlich niedriger als die Konzentrationen im Zwischenabfluß (s. Anhang, Tab.59). Daher ist davon auszugehen, daß der aufgetretene Zwischenabfluß von GF3m zumindest teilweise durch bereits im Bereich der Ackerfläche versickerte Abflüsse gebildet wurde. Aufgrund des Auftretens bei einer - in Bezug auf natürliche Niederschlagsereignisse - eher hohen Niederschlagssumme bei der Beregnung und der zunächst vergleichsweise niedrigen Konzentrationen im Zwischenabfluß scheint der laterale Wirkstofftransport über Makroporen im Filterstreifenbereich vor allem bei extremeren Niederschlagsereignissen von Bedeutung zu sein.

Für Pendimethalin wurden mit Werten von maximal 3,95 $\mu\text{g l}^{-1}$ bei beiden Beregnungen insgesamt nur sehr geringe Konzentrationen im Zwischenabfluß der Variante mit Filterstreifen festgestellt. Die Werte waren dabei v.a. 8 TnA auch im Vergleich zum Oberflächenabfluß der Variante ohne Filterstreifen sehr viel stärker vermindert als bei Metolachlor und Terbutylazin. Vermutlich wurde Pendimethalin während des Transports in stärkerem Maße adsorbiert als die anderen beiden Wirkstoffe. Zudem zeigten TRUMAN et al. (1998b) am Beispiel von Chlorpyrifos, daß die Konzentrationen stark sorbierter Wirkstoffe im Infiltrat im Verlauf von Beregnungen stets niedriger als in dem zum entsprechenden Zeitpunkt gebildeten Oberflächenabfluß waren. Daher ist davon auszugehen, daß Pendimethalin auch vor dem Übertritt in den Grasfilterstreifenbereich lediglich in vergleichsweise niedrigen Konzentrationen im Infiltrat auftrat. Auch diese Ergebnisse weisen somit darauf hin, daß der Zwischenabfluß für den Austrag von Wirkstoffen mit hoher Adsorptionsaffinität von untergeordneter Bedeutung ist.

Zusammenfassend ist für natürliche Niederschlagsereignisse wie auch für die Beregnungsversuche festzustellen, daß auch über den Zwischenabfluß Herbizidausträge

in teilweise hohen Konzentrationen - besonders bei Wirkstoffen mit geringer Adsorptionsneigung - erfolgen können. Im Winterhalbjahr 1997/1998 stellte der Zwischenabfluß dabei einen wichtigeren Austragspfad (Chlortoluron) als der Oberflächenabfluß dar. Die höchsten Konzentrationen im Zwischenabfluß traten jedoch in den Sommermonaten auf (Metolachlor, Terbutylazin, Pendimethalin). Für die untersuchten Wirkstoffe ergibt sich daher unter den gegebenen Niederschlags- und Abflußbedingungen in Bezug auf die Maximalkonzentrationen im Zwischenabfluß die folgende Reihenfolge: Pendimethalin < Chlortoluron < Terbutylazin < Metolachlor. Der Wirkstoff Terbutylazin war dabei am längsten, d.h. bis zur 51. WnA, nachweisbar. Die vergleichende Betrachtung der Herbizidkonzentrationen im Oberflächen- und Zwischenabfluß deutet auf einen verzögerten Wirkstoffaustrag über den Zwischenabfluß hin, wobei eine Verlagerung über Makroporen v.a. bei extremen Niederschlagsereignissen an Bedeutung gewinnen kann. Die höchsten Herbizidkonzentrationen im Zwischenabfluß wurden für die Variante oF gemessen. Im Zwischenabfluß des Grasfilterstreifens wurden dabei an einzelnen Terminen höhere Konzentrationen als in der Variante oF festgestellt, was vermutlich auf einen verstärkten Austrag der zuvor im Filterstreifen infiltrierten Wirkstoffanteile zurückzuführen ist.

6.3 Austragsmengen und Retention durch die einzelnen Filterstreifenvarianten

Für die Kalkulation der Austragsmengen von Herbiziden durch erosive Niederschlagsereignisse sind die jeweils auftretenden Konzentrationen im Oberflächenabfluß und die Gehalte im abgetragenen Sediment von Bedeutung. Die Austragsmengen - und damit die Eintragsmengen in angrenzende Fließgewässer - werden darüber hinaus von den Abfluß- und Abtragssummen bestimmt; deshalb prägen v.a. größere Abflußereignisse die Gesamtauträge. Einzelne Niederschlagsereignisse mit hohen Herbizidgesamtauträgen können darüber hinaus zu einer zeitweilig sehr hohen Belastung von Oberflächengewässern führen. Vegetationsfilterstreifen können sowohl die Abfluß- und Abtragssummen vermindern (Kap. 3) als auch die Konzentrationen und Gehalte von Herbizide in den Oberflächenabflußsuspensionen reduzieren (Kap. 6.1). Neben einer oberflächlichen Verlagerung können die Wirkstoffe aber auch im Zwischenabfluß gelöst ausgetragen werden (Kap. 6.2). Dieser Austragspfad gewinnt unter dem Einfluß der Filterstreifen möglicherweise an Bedeutung, so daß er für eine Abschätzung der gesamten Auträge berücksichtigt werden muß.

Im folgenden wird zunächst dargestellt, auf welche Weise die Austragsmengen errechnet wurden (Kap. 6.3.1). In Kap. 6.3.2 werden die Austragsmengen der Wirkstoffe Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin aufgeführt, die für ausgewählte Abflußereignisse infolge von Beregnungen und natürlichen Niederschlägen ermittelt wurden. Zudem werden die Retentionsleistungen der verschiedenen Varianten mit Vegetationsfilterstreifen gegenüber der Variante ohne Filterstreifen bewertet. Darauf

folgt eine Darstellung der Gesamtaustragsmengen im Überblick für die drei Untersuchungsjahre, die auch die ermittelten Austräge im Zwischenabfluß einbezieht (Kap. 6.3.3).

6.3.1 Methode zur Schätzung der ausgetragenen Herbizidmengen

Wie in Kap. 2.6.4 erläutert, wurden die Stoffaustragsmengen im Oberflächenabfluß nach verschiedenen Verfahren berechnet. Für alle Ereignisse, bei denen die Abflußsumme weniger als 0,1 mm betrug, wurden die in den jeweiligen Einzelproben (Oberflächenabflusssuspensionen) ermittelten Herbizidlösungskonzentrationen und die an Feststoffe adsorbierten Gehalte wochenweise zusammengefaßt und die Austragsmengen anhand der entsprechenden Medianwerte berechnet. Für die Ereignisse, bei denen die Abflußsumme mehr als 0,1 mm betrug, erfolgte die Berechnung der ausgetragenen Mengen in der Regel durch Multiplikation der für die einzelnen Proben ermittelten Herbizidkonzentrationen und -gehalte mit den zwischen den einzelnen Probenahmeintervallen jeweils aufgetretenen Abflußmengen (s. Tab. 9, S. 26). Die so erhaltenen Werte wurden aufsummiert. Dieses Verfahren wurde auch für die alle 3 min bis 7 min beprobten Oberflächenabflüsse der Berechnungen angewandt.

Einige Abflußereignisse wurden aufgrund von Betriebsfehlern bzw. der begrenzten Aufnahmekapazität der automatischen Probenahmegeräte nur unvollständig erfaßt. Für einige dieser Ereignisse wurden deshalb die Mittelwerte der Konzentrationen und Gehalte zur Berechnung der Austräge verwendet. Bei dem Niederschlagsereignis 1998 am 13. TnA wurde lediglich die Anfangsphase des Abflußereignisses erfaßt (vgl. Abb. 4a, S. 36). Da diesem Ereignis in Bezug auf die Herbizidausträge wegen der extrem hohen Abflußsummen eine besondere Bedeutung zukommt, wurden die Herbizidaustragsmengen der nicht untersuchten Oberflächenabflusssuspensionen anhand der Ergebnisse einer Berechnung abgeschätzt. Ausgewählt wurde dabei die Berechnung am 11. TnA 1998, d.h. zwei Tage vor dem betreffenden natürlichen Niederschlagsereignis, um die Vergleichbarkeit der Boden- und Vegetationsverhältnisse während der beiden Ereignisse zu gewährleisten.

Das angewandte Berechnungsverfahren wird im folgenden anhand von Abb. 35, S. 142) und Abb. 36 (S. 144) erläutert. In Abb. 35 sind die ermittelten Terbutylazin-Konzentrationen im Oberflächenabfluß des natürlichen Niederschlagsereignisses vom 13. TnA 1998 für die einzelnen Varianten in Abhängigkeit von der Niederschlagssumme dargestellt; die zwischen dem 11. und 13. TnA 1998 aufgetretenen Niederschläge von 6,9 mm wurden dabei einberechnet. Die Probenahme erfolgte in den einzelnen Varianten jeweils mit den ersten aus den Parzellen abfließenden Suspensionen (bis maximal 0,68 mm in der Variante GF6m), so daß die ersten in Abb. 35 angegebenen Konzentrationen in etwa dem jeweiligen Abflußbeginn der verschiedenen

Varianten entsprechen. Die Austragsmengen für diese gut erfaßten Zeiträume wurden mit dem bereits beschriebenen Aufsummierungsverfahren berechnet.

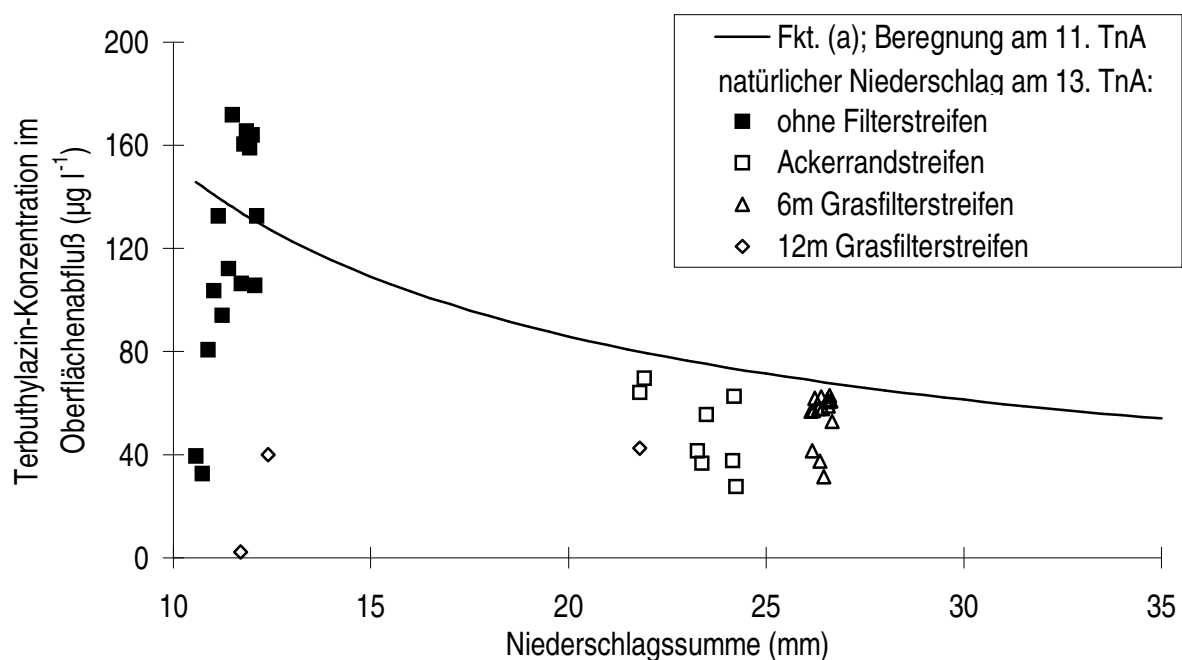


Abb. 35: Lösungskonzentrationen von Terbutylazin im Oberflächenabfluß verschiedener Filterstreifenvarianten im Verlauf des natürlichen Niederschlagsereignisses von 1998 13 TnA sowie Potentialfunktion (Fkt. (a)) für die Terbutylazin-Konzentrationen im Oberflächenabfluß der Variante oF bei der Beregnung von 1998 11 TnA (s. S. 104 sowie Tab. 60 im Anhang)

Bei allen Varianten traten jedoch längere Abflußperioden auf, in denen keine Probenahme erfolgte (bis zu 33,3 mm Niederschlag, vgl. Abb. 35). Aufgrund der Ergebnisse für die künstlichen Beregnungen ist hier jedoch mit abnehmenden Konzentrationen und Gehalten zu rechnen (s. Abb. 25, S. 102). Die Herbizidaustragsmengen für die Perioden des Niederschlagsereignisses, in denen keine Probenahme erfolgt war, wurden daher anhand der für die Beregnung am 11. TnA 1998 ermittelten Potentialfunktionen der Form

$$c_t = N_t^s * O \quad (\text{Funktion (a)})$$

abgeschätzt. Wie in Kap. 6.1.2 (S. 103) dargestellt, ist c_t die Konzentration in $\mu\text{g l}^{-1}$ bzw. der Gehalt in $\mu\text{g kg}^{-1}$ zum Zeitpunkt t , N_t die Niederschlagssumme zum Zeitpunkt t , s und O sind Konstanten. Dabei wurde die Schätzung der Konzentrationen und Gehalte anhand der jeweiligen Niederschlagssumme vorgenommen, da diese im Unterschied zu abflußbezogenen Parametern von der Parzellengröße unabhängig ist.

In Abb. 35 ist beispielhaft die Funktionsanpassung für die Lösungskonzentrationen von Terbutylazin im Verlauf der Berechnung dargestellt (Fkt. (a)). Für die Schätzung der Terbutylazin-Gehalte im abgetragenen Sediment (Abb. 36, S. 144) sowie der Konzentrationen und Gehalte von Metolachlor und Pendimethalin wurde in gleicher Weise vorgegangen (nicht dargestellt).

Die verschiedenen Varianten mit und ohne Filterstreifen zeigten jedoch bei den einzelnen Terminen unterschiedliche Wirkstoffkonzentrationen in der Lösungsphase und -gehalte in den Sedimenten der Oberflächenabflusssuspensionen; dies ist u.a. auf Adsorptions- und Verdünnungsprozesse in den Filterstreifen zurückzuführen (s. Kap.6.1). Daher erschien es sinnvoll, die durch Funktion (a) dargestellte Konzentrationsabnahme im Verlauf der Berechnung dem Austragsverhalten der einzelnen Varianten anzupassen. Die Vorgehensweise ist in Abb. 36 beispielhaft für die Variante ARS dargestellt. Zunächst erfolgte die Berechnung der Funktion (a) für die Parzelle oF anhand der vorliegenden Meßwerte des Berechnungsversuchs (s. Kap. 6.1.2). Anschließend wurden dann für die einzelnen Filterstreifenvarianten (ARS in Abb. 36) Mittelwerte aus den für die verschiedenen Anfangsphasen gemessenen Einzelwerten gebildet. Anhand der Mittelwerte wurde dann jeweils eine Parallelverschiebung von Funktion (a) errechnet. Die für die einzelnen Varianten zugrunde gelegte allgemeine Funktion lautete damit:

$$c_t = N_t^s * O + Z \quad \text{(Funktion (b))}$$

Dabei stellt **Z** die Differenz zwischen dem jeweiligen Mittelwert der Proben und dem entsprechenden Wert von Funktion (a) dar, der sich bei der gleichen Niederschlags-summe ergibt. In der Variante ARS ergab sich beispielsweise für die Lösungskonzentration von Terbutylazin eine Differenz von $-23,7 \mu\text{g l}^{-1}$, so daß Funktion (b) um diesen Wert auf der y-Achse niedriger lag als Funktion (a). Für die Gehalte im abgetragenen Sediment betrug die Differenz $+21,3 \mu\text{g kg}^{-1}$, wodurch Funktion (b) gegenüber Funktion (a) leicht erhöht wurde (Abb. 36). Die auf diese Art errechneten Konzentrationen und Gehalte der verschiedenen Wirkstoffe in den einzelnen Varianten wurden dann mit den Abfluß- bzw. Sedimentmengen multipliziert und zur Abschätzung der Gesamtaus-träge wiederum aufsummiert.

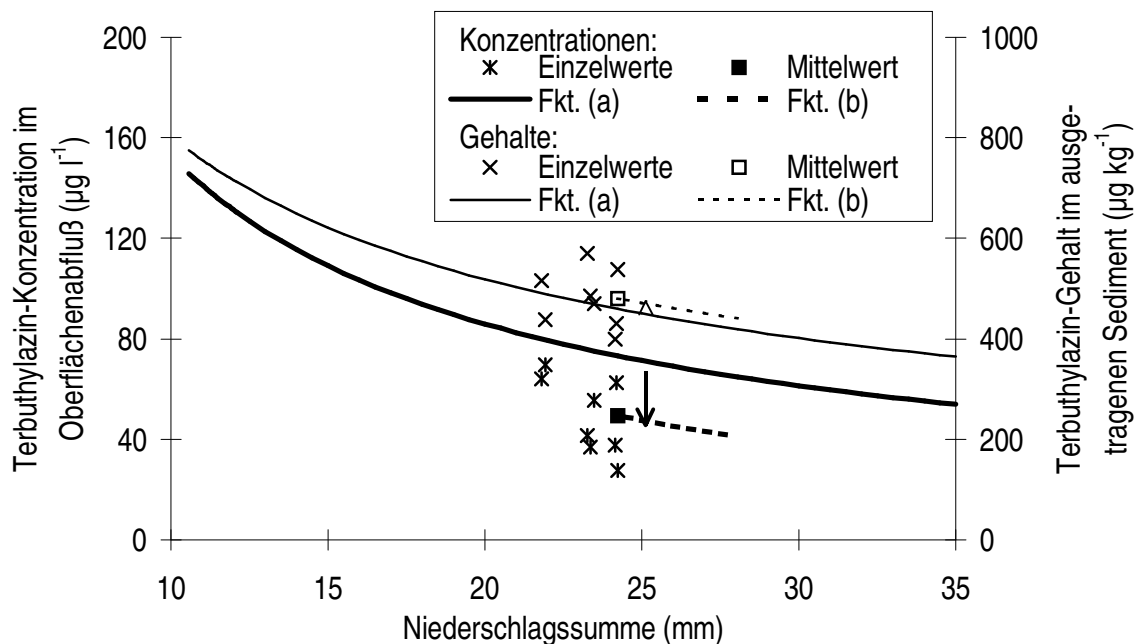


Abb. 36: Darstellung der Funktionen zur Abschätzung der Lösungskonzentrationen und Gehalte im Sediment von Terbutylazin in der Oberflächenabflusssuspension der Variante ARS für das Niederschlagsereignis von 1998 am 13. TnA (Erläuterungen s. Text)

Vor allem in der Variante oF wurden die Austräge durch diese Vorgehensweise möglicherweise zu niedrig eingeschätzt, da eine potentielle Wirkstoffnachlieferung aus den oberflächennahen Bodenbereich nicht berücksichtigt wurde. Eine solche Wirkstoffnachlieferung könnte insbesondere erfolgt sein, da der Niederschlag am 13. TnA 1998 in zwei Phasen auftrat, zwischen denen über ca. zwölf Stunden kein Regen fiel. In der Variante oF wurde dabei während beider Niederschlagsphasen Oberflächenabfluß festgestellt, wobei für den zweiten Zeitraum infolge gerätetechnischer Probleme keine Ergebnisse zu Wirkstoffkonzentrationen und -gehalten vorliegen. Wie aus den Daten von TRUMAN et al. (1998b) ersichtlich ist, können nach einer solchen Pause bei erneut einsetzendem Niederschlag zunächst höhere Wirkstoffkonzentrationen und -gehalten in der Oberflächenabflusssuspension auftreten als gegen Ende der ersten Phase. Daher nahmen die Werte in der Oberflächenabflusssuspension der Variante oF möglicherweise nicht - wie es Funktion (a) und Funktion (b) für das Gesamt ereignis von 1998 am 13. TnA unterstellen - stetig ab. Aufgrund der vorhandenen Daten sind jedoch keine Aussagen über diese Prozesse möglich, weshalb die beschriebene eher vorsichtige Vorgehensweise zur Abschätzung der Stoffausträge gewählt wurden.

6.3.2 Ausgetragene und retendierte Wirkstoffmengen bei ausgewählten Oberflächenabflußereignissen

Berechnungen

Aufgrund der unterschiedlichen Verteilung von Wirkstoffen auf die gelöste und feste Phase ist davon auszugehen, daß der Transport in Oberflächenabflußsuspensionen entweder vorwiegend in gelöster oder in adsorbierter Form erfolgt. In Abb. 37 (S. 146) sind beispielhaft für mobilere Wirkstoffe die Metolachlor-Mengen wiedergegeben, die während dreier Berechnungen 1998 und 1999 in gelöster Form mit dem Oberflächenabfluß der Variante oF ausgetragen wurden. Die Austragsmengen wurden dabei in Abhängigkeit von der Abflußsumme kumuliert und die kumulierten Austräge in Prozent der applizierten Metolachlor-Menge dargestellt. Für die beiden 1998 durchgeführten Berechnungen sind die Austragsmengen zusätzlich in mg pro m² Ackerfläche wiedergegeben. Auf eine entsprechende Umrechnung wurde für die Berechnung vom dritten TnA 1999 verzichtet, da die Applikationsmengen in den einzelnen Versuchsjahren in geringem Maße variierten und sich für 1999 somit andere Werte bzw. eine andere Sekundärachse ergeben würde. Bei den dargestellten Terminen wurde erstmalig nach der jeweiligen *Stentan*-Applikation und mit jeweils konstanten Niederschlagsintensitäten berechnet. Die Ergebnisse der gleichzeitig berechneten Parallelparzellen sind hierbei einzeln aufgeführt, um die Varianz der Ergebnisse zu veranschaulichen. Die größte Differenz zwischen den beiden Wiederholungen trat dabei am dritten TnA 1998 mit einer Schwankung um $\pm 24\%$ auf; dies ist v.a. auf die unterschiedlichen Abflußmengen in den beiden Parzellen zurückzuführen (vgl. Tab. 11, S. 32), da sich die ermittelten Metolachlor-Konzentrationen im Oberflächenabfluß der beiden Wiederholungen nur geringfügig unterschieden ($\pm 4,2\%$, s. auch Anhang, Tab. 59). Am 11. TnA 1998 und am 3. TnA 1999 traten dagegen mit $\pm 0,3$ und $\pm 10\%$ vergleichsweise geringe Schwankungen zwischen den beiden Wiederholungen auf (Abb. 37).

Für die einzelnen Berechnungstermine zeigten sich aufgrund des jeweils unterschiedlichen Abflußverhaltens in Bezug auf die kumulierten Austräge unterschiedliche Verläufe, wobei die gesamten, in gelöster Form ausgetragenen Metolachlor-Mengen mit 1,62 bis 2,98 % der Applikationsmenge eine ähnliche Größenordnung erreichten. Der höchste Wert von 2,98 % der Applikationsmenge bzw. 3,93 mg pro m² Ackerfläche trat dabei am 3. TnA 1998 bei einer vergleichsweise hohen Oberflächenabflußsumme von 29,9 l pro m² Ackerfläche auf (Parzelle Ber(2)). Für die Parzelle Ber(1) wurden an diesem Termin bei einer Abflußsumme von 20,4 l pro m² Ackerfläche ein geringerer Wirkstoffaustrag in Höhe von 1,81 % der Applikationsmenge erreicht. Sowohl die Metolachlor-Austräge als auch die Oberflächenabflußmengen beider Berechnungsparzellen waren dabei am 3. TnA 1999 mit 1,65 und 2,03 % der Applikationsmenge bzw. 23,2 und 18,9 l pro m² Ackerfläche ähnlich hoch wie für die Parzelle Ber(1) am 3. TnA 1998.

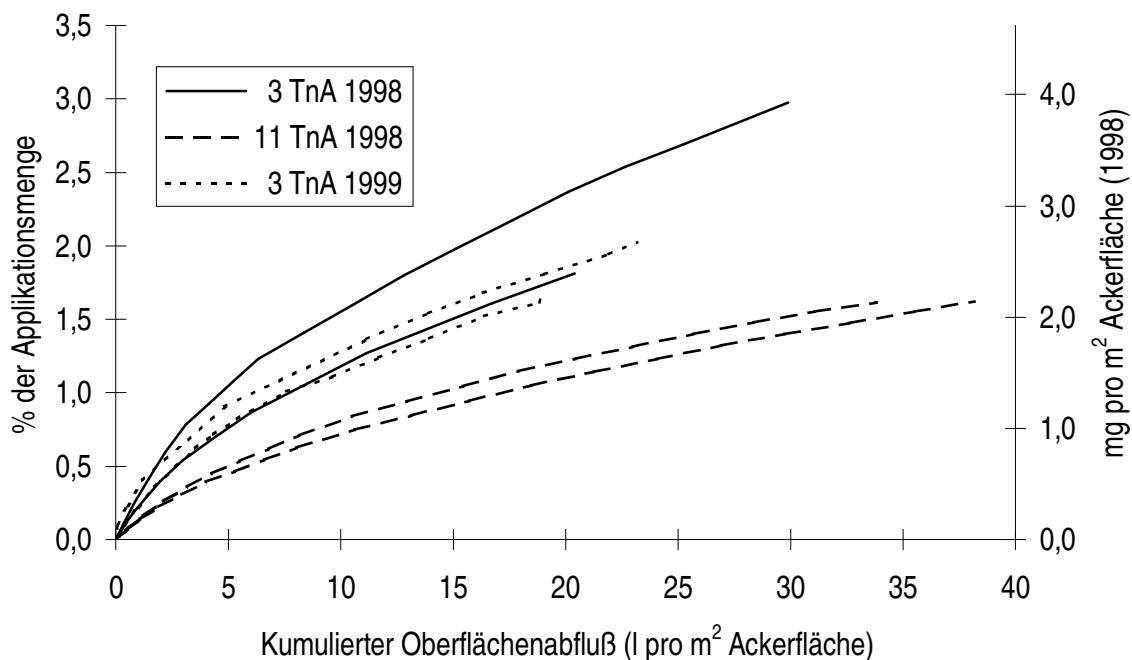


Abb. 37: In Abhängigkeit von der Oberflächenabflußsumme kumulierte gelöste Metolachlor-Austräge (in % der Applikationsmenge für 1998 und 1999 sowie in mg pro m² für 1998) in der Variante oF (jeweils zwei Wiederholungen) bei den Berechnungen am 3. TnA 1998 (66 mm mit 44 mm h⁻¹), 11. TnA 1998 (65 mm mit 43 mm h⁻¹) und 3. TnA 1999 (70 mm mit 35 mm h⁻¹)

Für den Termin 11. TnA, bei dem ebenfalls erstmalig berechnet wurde, ergibt sich ein anderes Oberflächenabfluß- und Wirkstoffaustragsverhalten. Der kumulierte Wirkstoffaustrag stieg mit zunehmender Abflußsumme deutlich langsamer als bei den anderen beiden Berechnungsterminen an. Aufgrund der sehr hohen Oberflächenabflüsse von 33,8 und 38,4 l pro m² Ackerfläche ergaben sich dennoch Metolachlor-Austräge in Höhe von 1,62 und 2,13 % der Ausbringungsmenge. Das unterschiedliche Abflußverhalten am 3. und 11. TnA 1998 ist dabei auf die zwischen beiden Terminen gefallenen natürlichen Niederschläge (35,2 mm) zurückzuführen. Durch diese Niederschläge, die ihrerseits zu einer nur geringen Abflußbildung führten, wurde der Wassergehalt des Bodens erhöht, die Bodenoberfläche verschlammte und somit die Abflußbildung am 11. TnA 1998 begünstigt. Zudem wurde am 11. TnA 1998 ein deutlich früherer Beginn der Abflußbildung festgestellt (vgl. Tab. 30, S. 106). Dadurch ergibt sich für den Zeitraum bis zu einer Berechnungssumme von 20 mm, wie sie für größere natürliche Niederschlagsereignisse eher zu erwarten ist (vgl. Tab. 35, S. 124), ein anderes Bild. Bis zu dieser Berechnungssumme wurden 1998 11 TnA - trotz geringerer Metolachlor-Konzentrationen - aufgrund des frühen Abflußbeginns und der hohen Abflußsummen die höchsten Austräge an gelöstem Metolachlor festgestellt (s. Tab. 40, S. 149). In umgekehrter Weise war 1999 bei relativ trockenen Bedingungen am 3. TnA bis zu der

Berechnungssumme von 20 mm kein Abfluß und damit kein Herbizidaustrag aufgetreten; zwischen der Applikation und dem 3. TnA war dabei kein Niederschlag gefallen. Dies verdeutlicht, daß die Wirkstoffausträge einzelner Ereignisse außer vom zeitlichen Abstand zur Applikation und der Niederschlagssumme auch stark durch den jeweiligen Bodenfeuchte- und -gefügezustand beeinflußt werden können.

Aufgrund seiner hohen Adsorptionsaffinität zu den Bodenfeststoffen stellt Pendimethalin ein Beispiel für Wirkstoffe dar, die vor allem mit dem abgetragenen Sediment ausgetragen werden. In Abb. 38 (S. 148) sind die kumulierten adsorbierten Pendimethalin-Austräge in den Oberflächenabflußsuspensionen der Variante oF bei den drei 1998 und 1999 erstmalig durchgeführten Berechnungen wiedergegeben. Mit bis zu 1,25 % der Applikationsmenge waren die Austragsmengen von Pendimethalin in adsorbierter Form stets deutlich niedriger als die Metolachlor-Austräge in gelöster Form (vgl. Abb. 37). Zwischen den jeweils zwei Wiederholungen zeigten sich tendenziell größere Unterschiede als bei den Austrägen in gelöster Form. Dies ist sowohl auf die größere Variation der Sedimentabträge als auch auf die der Pendimethalin-Gehalte im Sediment zurückzuführen (vgl. Anhang, Tab. 59). Bei den in Abb. 38 dargestellten Berechnungen wiesen die beiden Wiederholungen am 11. TnA 1998 mit $\pm 17\%$ die geringste Schwankung um den Mittelwert zwischen den adsorbierten Pendimethalin-Austrägen auf. Der deutlichste Unterschied ergab sich für die Ergebnisse vom 3. TnA 1999 (Schwankung zwischen den Pendimethalin-Austrägen in adsorbierter Form: $\pm 25\%$, Schwankung zwischen den Pendimethalin-Gehalten im ausgetragenen Sediment: $\pm 19\%$).

Für alle Berechnungstermine und -parzellen ist zunächst ein ähnlicher Anstieg der Wirkstoffaustragsmenge mit zunehmender Abflußsumme erkennbar. Neben den jeweiligen Pendimethalin-Gehalten im abgetragenen Sediment wurde der Wirkstoffaustrag dabei aber auch von den entsprechenden Sedimentgehalten in der Oberflächenabflußsuspension bestimmt. So ergeben sich für die Parzelle Ber(1) am 11. TnA 1998 bei Sedimentkonzentrationen von 8,0 bis 11,3 g l⁻¹ Abflußsuspension und Pendimethalin-Gehalten bis 4098 µg kg⁻¹ und für die Parzelle Ber(2) am 3. TnA 1999 bei Sedimentkonzentrationen von 4,0 bis 6,9 g l⁻¹ Abflußsuspension und Pendimethalin-Gehalten bis 7824 µg kg⁻¹ bis zu einer Abflußsumme von ca. 19 l pro m² Ackerfläche Wirkstoffausträge in Höhe von 0,66 bzw. 0,63 % der Ausbringungsmenge (vgl. Anhang, Tab. 59). Der höchste Pendimethalin-Austrag in adsorbierter Form von 1,25 % der Applikationsmenge wurde dagegen am 3. TnA 1999 für die Berechnungsparzelle Ber(1) festgestellt. Für dieses Abflußereignis ist bei vergleichsweise hohen Sedimentkonzentrationen in der Abflußsuspension zwischen 4,0 und 14,4 g l⁻¹ ein verstärkter Anstieg des kumulierten Wirkstoffaustrags ab einer Abflußsumme von ca. 12 l pro m² Ackerfläche erkennbar. Ein ähnlicher Pendimethalin-Austrag (1,21 % der Ausbringungsmenge) trat auch am 11. TnA

1998 in der Parzelle Ber(2) auf. Die Austragsmenge wurde dabei insbesondere auch durch die hohe Oberflächenabflußsumme von 38,2 l pro m² Ackerfläche bestimmt.

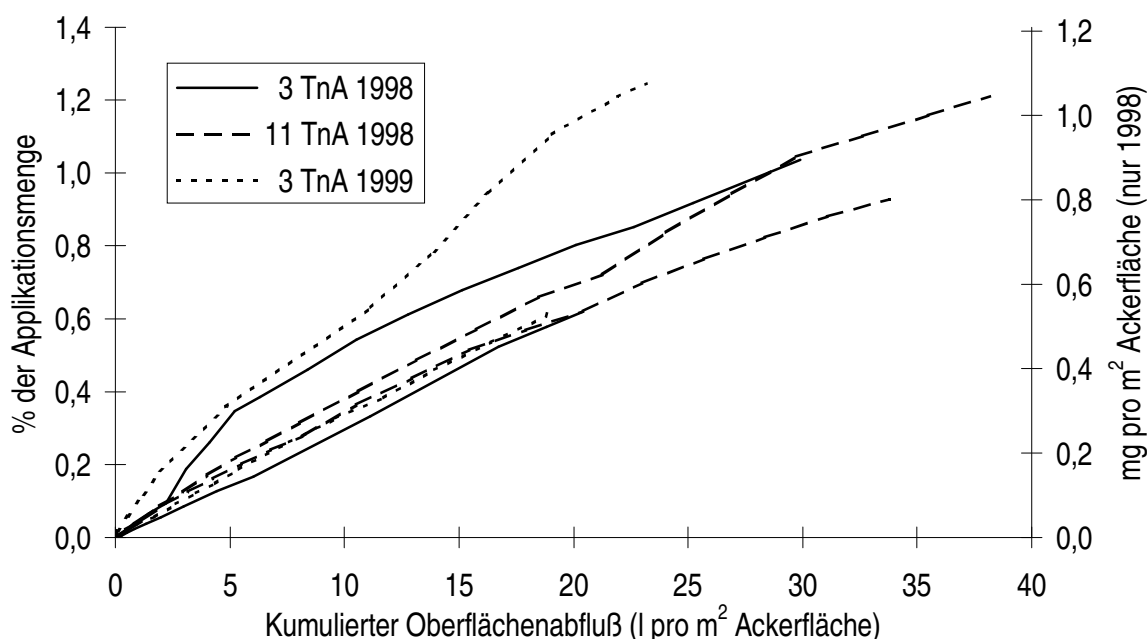


Abb. 38: In Abhängigkeit von der Oberflächenabflußsumme kumulierte adsorbierte Pendimethalin-Austräge (in % der Applikationsmenge für 1998 und 1999 sowie in mg pro m² für 1998) in der Variante oF (jeweils zwei Wiederholungen) bei den Beregnungen am 3. TnA 1998 (66 mm mit 44 mm h⁻¹), 11. TnA 1998 (65 mm mit 43 mm h⁻¹) und 3. TnA 1999 (70 mm mit 35 mm h⁻¹)

Auch bei den Austrägen in adsorbierter Form wird deutlich, daß die jeweilige Beregnungssumme für die Beurteilung der Austragsmengen bei verschiedenen Niederschlagsereignissen bedeutsam ist. In Tab. 40 (S. 149) sind die gesamten, d.h. die über die Lösungsphase und die mit dem abgetragenen Sediment erfolgten, erfaßten Stoffausträge für die einzelnen Beregnungstermine bei verschiedenen Beregnungssummen aufgeführt. Für Metolachlor und Terbutylazin erfolgte der Transport vorwiegend in gelöster Form; bei den einzelnen Beregnungen betragen die gelöst ausgetragenen Anteile dieser Wirkstoffe am Gesamtaustrag der Variante oF zwischen 86 und 97 % (Tab. 41, S. 150). Vor allem 1999, d.h. bei den mit geringerer Beregnungsintensität durchgeführten Feldversuchen, stiegen die in adsorbierter Form ausgetragenen Anteile dabei von ca. 3 bis 4 % am ersten Termin (3 TnA) auf 14 % bei der dritten Beregnung (23 TnA). Die zunehmende Bedeutung der in adsorbierter Form erfolgten Austräge ist vor allem darauf zurückzuführen, daß bei den Folgeberegnungen der Sedimentabtrag sehr stark anstieg; am 23. TnA 1999 war die abgetragene Sedimentmenge mehr als fünf mal so hoch wie am 3. TnA 1999 (vgl. Tab. 13, S. 39; s. auch Anhang, Tab. 59).

Darüber hinaus nahmen mit zunehmendem zeitlichen Abstand zur Applikation auch die Wirkstoffgehalte im abgetragenen Sediment in geringerem Maße ab als die Konzentrationen im Oberflächenabfluß (s. Kap. 6.1.2).

Tab. 40: Gesamtaustragsmengen in % der Applikationsmenge im Oberflächenabfluß der Varianten ohne Filterstreifen und mit 3 m Grasfilterstreifen bei den Beregnungen bis 20 mm und 30 mm Niederschlag sowie der gesamten Beregnungssumme (BS) (Zahlenangaben als Mittelwerte von jeweils zwei Wiederholungen; TnA = Tage nach Applikation, n.u. = nicht untersucht)

Termin (BS)	Wirkstoff	ohne Filterstreifen			3 m Grasfilterstreifen		
		20 mm	30 mm	gesamt	20 mm	30 mm	gesamt
3 TnA 1998 ¹⁾ (66 mm)	Metolachlor	0,32	0,923	2,52	0	0	0
	Terbuthylazin	0,325	1,04	3,09	0	0	0
	Pendimethalin	0,068	0,324	1,16	0	0	0
11 TnA 1998 ¹⁾ (60 mm)	Metolachlor	0,44	0,826	1,71	n.u.	n.u.	n.u.
	Terbuthylazin	0,668	1,29	2,77			
	Pendimethalin	0,208	0,459	1,32			
14 TnA 1998 (70 mm)	Metolachlor	0,267	0,281	0,642	0,033	0,063	0,149
	Terbuthylazin	0,377	0,584	0,964	0,056	0,107	0,258
	Pendimethalin	0,168	0,33	0,727	0,01	0,021	0,074
3 TnA 1999 ¹⁾ (70 mm)	Metolachlor	0	0,275	1,9	0	0	0,012
	Terbuthylazin	0	0,329	2,77	0	0	0,024
	Pendimethalin	0	0,092	1,29	0	0	0,002
8 TnA 1999 (60 mm)	Metolachlor	0,634	0,909	1,46	0	0,004	0,071
	Terbuthylazin	1,06	1,56	2,6	0	0,006	0,146
	Pendimethalin	0,673	1,17	2,51	0	0,001	0,028
23 TnA 1999 (70 mm)	Metolachlor	0,536	0,576	1,13	0	0	0,032 ²⁾
	Terbuthylazin	0,831	0,899	1,9	0	0	0,065 ²⁾
	Pendimethalin	0,457	0,908	1,93	0	0	0,032 ²⁾

¹⁾ Erstberegnungen

²⁾ 57 mm Beregnungssumme

In Bezug auf die jeweilige Ausbringungsmenge waren die Austragsmengen von Terbuthylazin stets höher als die von Metolachlor. Dies ist insbesondere darauf zurückzuführen, daß Metolachlor aufgrund seiner hohen Wasserlöslichkeit (530 mg l^{-1}) stärker in die Tiefe verlagert wurde und somit geringere Wirkstoffanteile für einen oberflächlichen Austrag zur Verfügung standen. Dementsprechend nahmen die Metolachlor-Konzentrationen im Oberflächenabfluß im Verlauf der einzelnen Beregnungen sehr viel stärker ab als die von Terbuthylazin (vgl. Kap. 6.1.2). Auch vergrößerte sich der Unterschied zwischen den relativen Austragsmengen beider Wirkstoffe noch bei den späteren Terminen. So war der auf die jeweilige Applikationsmenge bezogene Terbuthylazin-Austrag im Vergleich zu Metolachlor bei den 3 TnA 1998 und 1999

durchgeführten Berechnungen ca. 1,2- bzw. 1,5-fach höher; bei den späteren Terminen betrug der Faktor dagegen 1998 ca. 1,6 bzw. 1999 ca. 1,7.

Die Austragsmengen des stark zur Adsorption neigenden Pendimethalin wurden v.a. von den adsorbierten Wirkstoffanteilen in den Oberflächenabflusssuspensionen geprägt (Tab. 41). 1998 betrug die bei den einzelnen Berechnungen in adsorbierter Form ausgetragenen Pendimethalin-Anteile für die Variante oF zwischen 71 und 78 %; für 1999 wurde ähnlich wie bei Metolachlor und Terbutylazin eine Zunahme von 73 % am ersten Termin auf 89 % bei den Folgeberechnungen festgestellt. Der Pendimethalin-Austrag war an den Terminen, an denen die entsprechenden Parzellen erstmalig berechnet wurden (3 und 11 TnA 1998 sowie 3 TnA 1999), im Vergleich zu den vorwiegend in gelöster Form transportierten Wirkstoffen deutlich niedriger (Tab. 40). Für die Folgeberechnungen, bei denen vorher ein- (14 TnA 1998 und 8 TnA 1999) bzw. zweimal (23 TnA 1999) berechnet worden war, wurden dagegen z.T. ähnlich hohe oder höhere Austragsmengen für Pendimethalin als für Metolachlor und Terbutylazin festgestellt. Wie oben erwähnt wurde, stieg der Sedimentabtrag v.a. 1999 bei den Folgeberechnungen deutlich an (s. Tab. 13, S. 39), wodurch der Austrag mit den abgetragenen Sediment für alle Wirkstoffe an Bedeutung gewann und somit vergleichsweise große Mengen des zu hohen Anteilen adsorbierten Pendimethalin ausgetragen wurden. Der Anteil Austrags in adsorbierter Form an der insgesamt ausgetragenen Wirkstoffmenge stieg dabei mit zunehmender Berechnungssumme an. Dementsprechend waren die Pendimethalin-Austräge bei 20 mm Niederschlag im Vergleich zu Terbutylazin und Metolachlor für alle Folgeberechnungen meist niedriger.

Tab. 41: Prozentuale Anteile der in gelöster und in adsorbierter Form in den Oberflächenabflusssuspensionen der Variante ohne Filterstreifen (oF) verlagerten Wirkstoffe an den Gesamtaustragsmengen der in den Jahren 1998 und 1999 durchgeführten Berechnungen (TnA = Tage nach Applikation)

Termin	Metolachlor		Terbutylazin		Pendimethalin	
	gelöst (%)	adsorbiert (%)	gelöst (%)	adsorbiert (%)	gelöst (%)	adsorbiert (%)
3 TnA 1998 ¹⁾	95	5	93	7	29	71
11 TnA 1998 ¹⁾	95	5	94	6	22	78
14 TnA 1998	91	9	96	4	26	74
3 TnA 1999 ¹⁾	97	3	96	4	27	73
8 TnA 1999	88	12	87	13	12	88
23 TnA 1999	86	14	86	14	11	89

¹⁾ Erstberechnungen

Wie bereits angesprochen, wird die Austragsmenge außer von den Stoffeigenschaften auch durch die Vorverschlammung der Bodenoberfläche und den

Wassergehalt des Bodens beeinflusst. Dieser Einfluß wird besonders deutlich, wenn man die Gesamtaustragsmengen der Variante oF für die einzelnen Berechnungen bei einer Niederschlagssumme von 20 mm betrachtet (Tab. 40). Die vor den einzelnen Erstberechnungen aufgetretenen Niederschläge nahmen dabei vom 3. TnA 1999 über den 3. TnA 1998 zum 11. TnA 1998 zu. Entsprechend dieser Reihenfolge trat Oberflächenabfluß am 3. TnA 1999 am spätesten, d.h. bei einer Niederschlagssumme von 23,3 mm, und am 11. TnA 1998 am frühesten, nämlich bei 6,5 mm, auf (vgl. Abb. 37 S. 146). Die bei 20 mm Niederschlag ausgetragenen Gesamtmengen aller Wirkstoffe waren dementsprechend am 11. TnA 1998 am höchsten, während am 3. TnA 1999 kein Austrag erfolgt war (Tab. 40). Dementsprechend betonen auch KORSAETH et al. (1997) die Bedeutung des Abflußbeginns für die Wirkstoffausträge. Mit ansteigender Niederschlagssumme wurde der Einfluß des Abflußbeginns aber zunehmend ausgeglichen, da die Konzentrationen im Oberflächenabfluß und die Gehalte im abgetragenen Sediment vom 11. TnA 1998 über den 3. TnA 1998 zum 3. TnA 1999 zunahmen (s. Anhang, Tab. 59). Wie in Kap. 6.1.2 erläutert, sind diese Unterschiede vor allem auf die jeweiligen Abflußintensitäten sowie den zeitlichen Abstand zur Applikation zurückzuführen. Auf die gesamte Berechnung bezogen, waren daher die Gesamtaustragsmengen von Metolachlor und Terbutylazin am 3. TnA 1998 am höchsten; für Pendimethalin wurden dagegen bei allen Erstberechnungen ähnlich hohe Austragsmengen festgestellt. Auch bei den Folgeberechnungen, also am 14. TnA 1998 sowie am 8. und 23. TnA 1999, wurden die Austragsmengen hauptsächlich von den jeweiligen Konzentrationen in der Lösungsphase bzw. Gehalten im Sediment bestimmt. Mit Abflußintensitäten bis zu $0,42$ und $0,47 \text{ mm min}^{-1}$ waren die Austragsmengen aller Wirkstoffe 1999 sowohl bei der 2. Berechnung am 8. TnA als auch bei der 3. Berechnung am 23. TnA deutlich höher als 1998 am 14. TnA (Zweitberechnung mit Abflußintensitäten bis zu $0,59 \text{ mm min}^{-1}$). Die am 23. TnA 1999 im Vergleich zum 8. TnA 1999 trotz höherer Oberflächenabfluß- und Sedimentsaustragsmengen geringeren Gesamtaustragsmengen sind dabei auf den in Bezug zum Applikationszeitpunkt späteren Termin zurückzuführen. Mit zunehmendem zeitlichen Abstand seit der Applikation ist von Verlagerungs- und Festlegungsprozessen der Wirkstoffe auszugehen, die eine Verminderung der Konzentrationen in der Lösungsphase und der Gehalte im Sediment zur Folge haben, wobei zuvor erfolgte Berechnungen diese Prozesse noch verstärken. Dennoch wies das vorwiegend in adsorbierter Form transportierte Pendimethalin bei den 1999 durchgeführten Folgeberechnungen, im Unterschied zu 1998, höhere Gesamtaustragsmengen als bei der Erstberechnung am 3. TnA auf, da sehr viel höhere Abfluß- und Sedimentmengen ausgetragen wurden (s. Tab. 40, S. 149). Dieses Phänomen macht nochmals deutlich, daß neben dem zeitlichen Abstand zur Applikation auch der Bodenzustand sowie die Abflußintensität entscheidend für den Wirkstoffaustrag sind.

Die nach Passage der 3 m breiten Grasfilterstreifen ausgetragenen Wirkstoffmengen waren mit bis zu 0,258 % (Mittelwert beider Parzellen) bzw. 0,451 % (Einzelparzelle) der Applikationsmenge sehr viel niedriger als die der Variante oF. Am 3. TnA 1998 wurde der gesamte Oberflächenabfluß und damit auch alle Wirkstoffe in den Filterstreifen zurückgehalten (Tab. 40). Für die Niederschlagssummen von 20 bzw. 30 mm, wie sie bei natürlichen Niederschlagsereignissen eher zu erwarten sind, trat bei allen Terminen eine fast vollständige Retention der ausgetragenen Wirkstoffmengen auf.

Natürliche Niederschlagsereignisse

Die im Anschluß an die *Stentan*-Applikationen 1997 bis 1999 infolge natürlicher Niederschläge aufgetretenen Austragsmengen wurden im wesentlichen durch die größeren Abflußereignisse, d.h. mit mindestens 0,1 mm Oberflächenabfluß in der Variante oF, bestimmt. Wie bei den Berechnungen wurden Metolachlor und Terbutylazin dabei vorwiegend gelöst, Pendimethalin v.a. mit dem abgetragenen Sediment ausgetragen (Tab. 42, S. 153). Die Austräge der vorwiegend in gelöster Form transportierten Wirkstoffe waren bei einigen Abflußereignissen deutlich höher als die von Pendimethalin. Die für die **Variante oF** ermittelten Austragsmengen wiesen dabei eine sehr große Spannbreite auf. So wurden für mehrere Abflußereignisse Austräge von weniger als 0,01 % der Applikationsmenge ermittelt. Am 13. TnA 1998 wurden dagegen aufgrund extrem hoher Abfluß- und Sedimentmengen bis zu 0,84 % (in gelöster und adsorbierter Form) der Applikationsmenge ausgetragen, wobei die Gesamtaustragsmengen der drei Wirkstoffe in der Variante oF unabhängig von der vorwiegenden Transportform mit mehr als 0,5 % der Applikationsmenge eine ähnliche Größenordnung erreichten.

Bei den vier größeren Abflußereignissen im Jahr 1999 wies das erste die höchsten Austragsmengen, die nachfolgenden deutlich niedrigere auf, so daß am 42. TnA trotz der hohen Abflußmenge von 1,03 mm v.a. die Austräge von Metolachlor und Terbutylazin deutlich niedriger als am 9. TnA waren. Im Vergleich dieser beiden vorwiegend in gelöster Form ausgetragenen Wirkstoffe wies Metolachlor 9 TnA 1999 aufgrund höherer Konzentrationen in der Lösungsphase zunächst auch höhere Austragsmengen auf (Tab. 42). Bei den drei folgenden Ereignissen (12, 13 und 42 TnA) wurden dagegen - bezogen auf die Applikationsmenge - für beide Wirkstoffe ähnliche Austragsmengen festgestellt, da die Konzentrationen von Metolachlor im Oberflächenabfluß stärker abnahmen als die von Terbutylazin. Für das vorwiegend in adsorbierter Form transportierte Pendimethalin wurden insgesamt niedrigere Gesamtaustragsmengen ermittelt als für die beiden anderen Wirkstoffe.

Tab. 42: Austragsmengen (in % der Applikationsmenge) in gelöster und adsorbierter Form von Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin der Variante ohne Filterstreifen bei natürlichen Niederschlagsereignissen mit mindestens 0,1 mm Oberflächenabfluß sowie Gesamtaustragsmengen unter dem Einfluß verschiedener Vegetationsfilterstreifen (TnA = Tage nach Applikation, n.u. = nicht untersucht, Oberflächenabfluß: Tab. 10, S. 30)

TnA (Jahr)	Wirkstoff	ohne Filterstreifen		Ackerrand- streifen	6 m Gras- filterstreifen	12 m Gras- filterstreifen
		gelöst	adsorbiert			
26 (1997)	Metolachlor	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
	Terbutylazin	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
	Pendimethalin	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
33 (1997)	Metolachlor	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0	< 0,01
	Terbutylazin	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0	< 0,01
	Pendimethalin	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0	< 0,01
13 (1998)	Metolachlor	0,42	0,09	0,31	0,09	0,03
	Terbutylazin	0,66	0,18	0,47	0,15	0,04
	Pendimethalin	0,04	0,52	0,28	0,04	0,01
18 (1998)	Metolachlor	< 0,01	< 0,01	0	0	0
	Terbutylazin	< 0,01	< 0,01	0	0	0
	Pendimethalin	< 0,01	< 0,01	0	0	0
9 (1999)	Metolachlor	0,17	< 0,01	0,03	0	< 0,01 ¹⁾
	Terbutylazin	0,13	0,01	0,02	0	< 0,01 ¹⁾
	Pendimethalin	< 0,01	0,03	< 0,01	0	< 0,01 ¹⁾
12 (1999)	Metolachlor	< 0,01	< 0,01	< 0,01 ¹⁾	0	< 0,01 ¹⁾
	Terbutylazin	< 0,01	< 0,01	< 0,01 ¹⁾	0	< 0,01 ¹⁾
	Pendimethalin	< 0,01	< 0,01	< 0,01 ¹⁾	0	< 0,01 ¹⁾
13 (1999)	Metolachlor	0,04	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0
	Terbutylazin	0,04	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0
	Pendimethalin	< 0,01	0,02	< 0,01	< 0,01	0
42 (1999)	Metolachlor	0,06	< 0,01	< 0,01 ¹⁾	0	
	Terbutylazin	0,06	< 0,01	< 0,01 ¹⁾	0	n.u.
	Pendimethalin	< 0,01	0,01	< 0,01 ¹⁾	0	

¹⁾ berechnet anhand der Konzentrationen und Gehalte der Sammelproben

Auch zeigte sich, daß die Herbizidausträge der Variante oF infolge natürlicher Niederschläge nur zum Teil mit den bei den Beregnungen aufgetretenen vergleichbar waren. Bei Niederschlagssummen von maximal 26,4 mm (s. Tab. 35, S. 124) waren die Gesamtausträge der einzelnen natürlichen Regenereignisse z.T. deutlich niedriger als bei den Beregnungen (Tab. 42, S. 153 und Tab. 40, S. 149). Am 13. TnA 1998 (26,4 mm Niederschlag) hatte der Wirkstoffaustrag dagegen eine gleiche Größenordnung wie bei der Beregnung am 11. TnA 1998 bis zu einer Niederschlagssumme von 20 bis 30 mm. Zum Teil übertrafen die Austräge nach natürlichen Niederschlägen

auch die bei den Berechnungen aufgetretenen. So wurden bei dem Abflußereignis am 9. TnA 1999 (19,1 mm Niederschlag) bis zu 0,17 % der Applikationsmenge ausge-tragen; bei der Erstberechnung am 3. TnA 1999 trat dagegen bei einer entsprechenden Niederschlagssumme von 20 mm noch kein Abfluß und damit auch kein Herbizidaus-trag auf.

Für alle untersuchten **Vegetationsfilterstreifen** wurden bei den meisten Abfluß-ereignissen sehr geringe Austragsmengen von weniger als 0,01 % der Applikations-menge festgestellt (Tab. 42). Lediglich am 13. TnA 1998 wurden für alle Varianten mit Filterstreifen vergleichsweise hohe Austragsmengen ermittelt, die aber deutlich niedri-ger als die der Variante oF waren. Innerhalb der verschiedenen Varianten mit Filter-streifen nahmen die Austräge aller Wirkstoffe dabei vom Ackerrandstreifen (ARS) über den 6 m bis zum 12 m breiten Grasfilterstreifen ab. Die Variante ARS wies auch bei dem ersten Abflußereignis 1999 für Metolachlor und Terbutylazin einen Gesamtaus-trag von mehr als 0,01 % der Applikationsmenge auf. In beiden Grasfilterstreifen-varianten (GF6m, GF12m) wurde dagegen mehrfach der gesamte Oberflächenabfluß von der Ackerfläche zurückgehalten, so daß kein Herbizidaustrag erfolgte.

Retention der mit dem Oberflächenabfluß ausgetragenen Herbizidmengen durch die verschiedenen Filterstreifenvarianten

Bei allen durchgeführten Berechnungen wie auch nach den größeren natürlichen Niederschlagsereignissen waren die Austragsmengen der Herbizidwirkstoffe Metola-chlor, Terbutylazin und Pendimethalin in den Filterstreifenvarianten deutlich niedriger als in der Variante ohne Filterstreifen. Die Differenz zwischen dem Wirkstoffaustrag von oF und dem jeweiligen Filterstreifen stellt dabei die im Vergleich zu oF verminderte Austragsmenge bzw. höhere Wirkstoffretention durch den Filterstreifen dar. Die Herbi-zidausträge der verschiedenen Varianten werden einerseits von der jeweiligen Ober-flächenabflußmenge und Lösungskonzentration und andererseits vom Sedimentabtrag und den entsprechenden Wirkstoffgehalten der Sedimente bestimmt. Die Retentions-leistung von Filterstreifen wird zumeist vor allem auf verminderte Abfluß- und Sedi-mentmengen zurückgeführt (DILLAHA et al., 1989; FREDE et al., 1994; KLÖPPEL et al., 1997). Bei den durchgeführten Untersuchungen wurden für die verschiedenen Filterstreifenvarianten im Vergleich zur Variante ohne Filterstreifen zum Teil aber auch deutlich verminderte Wirkstoffkonzentrationen in der Lösungsphase und Wirkstoff-gehalte in den Sedimenten festgestellt. Im folgenden wird daher der Anteil der ver-schiedenen Einflußgrößen auf die jeweilige Gesamtretention abgeschätzt. Zu diesem Zweck wurde die Wirkstoffaustragsmenge der Variante oF gleich hundert gesetzt, der prozentuale Austrag aus dem Filterstreifen berechnet und dieser von hundert sub-trahiert. Die auf diese Weise berechnete Differenz der Austragsmengen wird im weiteren als "Zunahme der Retention gegenüber der Variante oF" bezeichnet. Die von

den Filterstreifen ausgehende Wirkstoffretention R gegenüber der Variante oF läßt sich demnach über den Term

$$R = (H_{oF} - H_F) * 100 / H_{oF}$$

ausdrücken, wobei H_{oF} und H_F die gesamten Herbizidaustragsmengen der Variante oF bzw. der jeweiligen Variante mit Filterstreifen darstellen. Die Wirkstoffretention R stellt damit die prozentuale Zunahme der Retention bei den verschiedenen Varianten mit Filterstreifen gegenüber der Variante oF dar (R in %). Da die Austräge in gelöster Form sowie mit dem abgetragenen Sediment in adsorbierter Form erfolgten, kann auch die prozentuale Gesamtretention R_{gesamt} aufgegliedert werden in die jeweilige prozentuale Verminderung der in gelöster (R_{gel}) und in adsorbierter Form (R_{ads}) erfolgten Wirkstoffaustragsmengen, so daß gilt:

$$R_{gesamt} = R_{gel} + R_{ads} \quad \text{mit: } R_{gel} = (H_{oF_{gel}} - H_{F_{gel}}) * 100 / H_{oF}$$

$$R_{ads} = (H_{oF_{ads}} - H_{F_{ads}}) * 100 / H_{oF}$$

Dabei stellen $H_{oF_{gel}}$, $H_{F_{gel}}$, $H_{oF_{ads}}$ und $H_{F_{ads}}$ die in gelöster bzw. adsorbierter Form aus der Variante oF bzw. der jeweiligen Variante mit Filterstreifen ausgetragenen Herbizidwirkstoffmengen dar. Anhand der jeweiligen Oberflächenabflußmengen Q_{oF} und Q_F sowie der jeweils abgetragenen Sedimentmengen S_{oF} und S_F können wiederum R_Q und R_S , d.h. die auf die Retention der Abfluß- bzw. Sedimentmengen in den Filterstreifen zurückzuführenden Anteile von R_{gel} bzw. R_{ads} bestimmt werden:

$$R_Q = (H_{oF_{gel}} (Q_{oF} - Q_F) / Q_{oF}) * 100 / H_{oF}$$

$$R_S = (H_{oF_{ads}} (S_{oF} - S_F) / S_{oF}) * 100 / H_{oF}$$

Die Quotienten $(Q_{oF} - Q_F) / Q_{oF}$ und $(S_{oF} - S_F) / S_{oF}$, die die Retention der Oberflächenabfluß- bzw. Sedimentmengen in den Filterstreifen beschreiben, werden häufig auf die Gesamtfläche, also Ackerfläche und entsprechende Filterstreifenfläche, bezogen. Da in der durchgeführten Untersuchung jedoch die Herbizidretention die Zielgröße darstellt, wurden die errechneten Quotienten hier auf die jeweilige Applikationsfläche, aus der der Austrag erfolgte, bezogen.

Des weiteren wurde davon ausgegangen, daß die Anteile an R_{gel} und R_{ads} , die nicht durch R_Q bzw. R_S erklärt werden, durch unterschiedliche Wirkstoffkonzentrationen c im Oberflächenabfluß bzw. Wirkstoffgehalte x/m im abgetragenen Sediment verursacht wurden. Wie in den Kap. 6.1.2 und 6.1.3 erläutert, sind diese Veränderungen dabei auf verschiedene Prozesse zurückzuführen. Die entsprechenden Retentionsanteile R_c bzw. $R_{x/m}$ wurden wie folgt ermittelt:

$$R_c = R_{gel} - R_Q \quad \text{und} \quad R_{x/m} = R_{ads} - R_S$$

Die Zunahme der Gesamtretenion gegenüber oF läßt sich damit folgendermaßen beschreiben:

$$R_{\text{gesamt}} = R_Q + R_C + R_S + R_{x/m}$$

Anhand der unterschiedlichen Retentionsanteile wird eine Beurteilung der verschiedenen Faktoren, die zu einer Verminderung des Herbizidaustrags durch Vegetationsfilterstreifen beitragen können, ermöglicht.

An insgesamt fünf Terminen wurden sowohl für die Variante oF als auch für die Variante GF3m **Berechnungen** in jeweils zwei Wiederholungen durchgeführt, wobei die Herbizidaustragsmengen beider Parzellen mit Filterstreifen im Vergleich zu oF stets deutlich vermindert waren. Sowohl das Ausmaß als auch die Teilgrößen (R_Q , R_C , R_S und $R_{x/m}$) der Zunahme der Gesamtretenion waren aber durchaus unterschiedlich. In Tab. 43 (S. 157) sind die auf die Zunahmen der Gesamtretenion sowie die auf die einzelnen Parameter zurückzuführenden Retentionsanteile aufgeführt, die sich für die beiden Erst- und drei Folgeberechnungen ergaben. Dabei wurden die Austragsmengen der beiden jeweils parallel berechneten Parzellen (Ber(1) und Ber(2), vgl. Abb. 1, S. 11) mit Grasfilterstreifen jeweils einzeln auf den mittleren Austrag der beiden Parallelparzellen ohne Filterstreifen bezogen. In Tab. 43 sind die Zunahmen der Retention für die beiden Parzellen mit Grasfilterstreifen und für verschiedene Termine teilweise zusammengefaßt. Die Einzelergebnisse sind im Anhang (Tab. 62) wiedergegeben

Bei den beiden Erstberechnungen, die 1998 und 1999 jeweils am 3. TnA durchgeführt wurden, betrug die Zunahme der Gesamtretenion gegenüber der Variante oF für alle Wirkstoffe zwischen 98 und 100 %, d.h. nahezu die gesamten Herbizidausträge wurden in den Grasfilterstreifen zurückgehalten. Für die vorwiegend in gelöster Form transportierten Wirkstoffe Metolachlor und Terbutylazin waren die durch die Abflußretention erklärten Anteile mit 93 bis 97 % nur geringfügig niedriger als die Zunahme der Gesamtretenion. Somit ist der Rückhalt dieser Wirkstoffe im wesentlichen auf die verminderten Oberflächenabflußmengen zurückzuführen. Die Austräge des v.a. mit dem abgetragenen Sediment transportierten Pendimethalin wurden hauptsächlich durch die Sedimentretention in den Filterstreifen vermindert; mit 26 bis 29 % kommt aber auch dem durch die Abflußverminderung erklärten Anteil eine gewisse Bedeutung zu.

Bei den Folgeberechnungen (1998: 14. TnA, 1999: 8. und 23. TnA) ergab sich für die Zunahme der Gesamtretenion ein differenzierteres Bild. Dabei wiesen die jeweils parallel berechneten Parzellen der Filterstreifenvariante ein unterschiedliches Austragsverhalten auf. Für die Filterstreifenparzelle Ber(1) wurden Zunahmen der Gesamtretenionen der verschiedenen Wirkstoffe zwischen 93 und 100 % festgestellt, die wiederum vor allem auf die Verminderung der Oberflächenabfluß- und Sedimentmengen

zurückzuführen waren. Dabei ist aber zu berücksichtigen, daß mit dem aufgetretenen Zwischenabfluß (s. Kap. 6.2) v.a. für die Wirkstoffe Metolachlor und Terbutylazin ein gewisser zusätzlicher Austrag erfolgte und damit von einer etwas geringeren Zunahme der Gesamtretention ausgegangen werden muß.

Tab. 43: Prozentuale Retention der Wirkstoffausträge von Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin durch 3 m breite Grasfilterstreifen gegenüber der Variante ohne Filterstreifen bei Erst- und Folgeberegnungen (TnA = Tage nach Applikation; Ber(1), Ber(2) = jeweils parallel beregnete Parzellen der Variante mit Grasfilterstreifen (vgl. Abb. 1, S. 11); nähere Erläuterungen s. Text)

Wirkstoff	R _{gesamt}	R _Q	R _c	R _s	R _{x/m}
Erstberegnungen (3 TnA 1998, 3 TnA 1999), Parzellen Ber(1) und Ber(2)					
Metolachlor	99 bis 100	94 bis 97	0 bis 1	3 bis 5	0
Terbutylazin	98 bis 100	93 bis 96	0 bis 1	4 bis 7	0
Pendimethalin	100	26 bis 29	0 bis 1	71 bis 73	0
Folgeberegnungen (14 TnA 1998, 8 und 23 TnA 1999), Parzelle Ber(1)					
Metolachlor	93 bis 100	82 bis 85	0 bis 2	9 bis 14	0
Terbutylazin	94 bis 100	85 bis 87	0 bis 3	4 bis 15	0
Pendimethalin	98 bis 100	10 bis 23	0 bis 1	73 bis 90	0 bis 1
Folgeberegnung 1998 (14 TnA), Parzelle Ber(2)					
Metolachlor	60	40	13	8	0
Terbutylazin	53	42	7	4	0
Pendimethalin	82	11	3	64	3
Folgeberegnungen 1999 (8 und 23 TnA), Parzelle Ber(2)					
Metolachlor	90 und 94	77 und 73	2 und 7	12 und 14	0
Terbutylazin	89 und 93	76 und 73	0 und 6	12 und 14	0
Pendimethalin	96 und 98	10 und 9	0	88 und 86	0 und 1

Die Parzelle Ber(2) der Filterstreifenvariante wies insgesamt höhere Austragsmengen als die Parzelle Ber(1) auf, wobei in Bezug auf die Zunahme der Retention gegenüber der Variante ohne Filterstreifen Unterschiede zwischen der 1998 am 14. TnA durchgeführten Beregnung und den beiden Terminen 1999 deutlich wurden. 1999 war die Zunahme der Gesamtretention aller Wirkstoffe am 8. und 23. TnA nur geringfügig niedriger als bei den Erstberegnungen. Das vorwiegend in adsorbierter Form ausgetragene Pendimethalin wies dabei die höchsten Werte auf. Für alle Wirkstoffe nahm der Einfluß der durch die Oberflächenabflußverminderung erklärten Retention im Vergleich zu den Erstberegnungen ab, während die Verminderung des Sedimentabtrags an Bedeutung gewann. 1999 waren die Beregnungen mit Niederschlagsintensitäten von 30 und 35 mm h⁻¹ durchgeführt worden, was Abflußintensitäten bis zu 0,42 bzw. 0,47 mm min⁻¹ in der Variante ohne Filterstreifen zur Folge hatte. Im Vergleich dazu waren die Werte für die Parzelle

Ber(2) der Grasfilterstreifenvariante mit maximal 0,09 und 0,16 mm min⁻¹ deutlich herabgesetzt. Am 14. TnA 1998 war dagegen mit 47 mm h⁻¹ beregnet worden; die Abflußintensitäten erreichten dabei Werte von 0,59 und 0,49 mm min⁻¹ in der Variante oF bzw. in der Filterstreifenparzelle Ber(2). Vor allem für die Wirkstoffe Metolachlor und Terbutylazin war die Zunahme der Gesamtretention gegenüber der Variante oF mit 60 bzw. 53 % deutlich niedriger als zu den übrigen Terminen. Auch war die Bedeutung der Oberflächenabflußverminderung für die Zunahme der Gesamtretention weniger ausgeprägt; dabei gewann der Anteil der auf die geringeren Lösungskonzentrationen zurückzuführenden Retention mit 13 bzw. 7 % an Bedeutung. Der Pendimethalin-Austrag wurde mit 82 % Gesamtretention gegenüber oF auch an diesem Termin sehr stark vermindert, wenn auch ebenfalls in geringerem Maße als bei den übrigen Beregnungen.

Im Anschluß an die *Stentan*-Applikationen in den Jahren 1997 bis 1999 traten insgesamt acht **natürliche Niederschlagsereignisse** mit mindestens 0,1 mm Oberflächenabfluß in der Variante oF auf. Die Austragsmengen der verschiedenen Wirkstoffe waren dabei für alle Varianten mit Filterstreifen stets niedriger als für oF (vgl. Tab. 42, S. 153). Die Zunahme der Wirkstoffretention gegenüber der Variante oF betrug bei den meisten Abflußereignissen für den Ackerrandstreifen mehr als 80 % und in beiden Grasfilterstreifenvarianten über 90 % (vgl. Tab. 58 im Anhang). Auch bei dem Niederschlagsereignis 1998 am 13. TnA, an dem auf der Variante oF extrem hohe Austragsmengen auftraten, wurden im 12 m breiten Grasfilterstreifen mindestens 94 % der Austräge der verschiedenen Wirkstoffe zurückgehalten (Abb. 39, S. 159). Die Gesamtretention ist dabei vor allem auf die durch verminderte Oberflächenabfluß- bzw. Sedimentmengen erklärte Retention (R_Q bzw. R_S) zurückzuführen.

Für Pendimethalin wurde der Austrag bei diesem Niederschlagsereignis auch durch den 6 m breiten Grasfilterstreifen um 93 % reduziert. Für die vorwiegend in gelöster Form transportierten Wirkstoffe Metolachlor und Terbutylazin war die Zunahme der Gesamtretention durch GF6m etwas geringer als für Pendimethalin. Mit mindestens 0,5 % der Applikationsmenge wurden für die einzelnen Wirkstoffe sehr hohe Austragsmengen der Variante oF festgestellt (vgl. Tab. 42, S. 153; 1998, 13 TnA). Dennoch wurde aber im Grasfilterstreifen (6 m) bei einer Zunahme der Gesamtretention gegenüber oF von ca. 80 % (bzw. von ca. 0,4 % der auf der Ackerfläche applizierten Wirkstoffmenge) ein Großteil der Wirkstoffe zurückgehalten. In der Variante ARS war die Zunahme der Gesamtretention gegenüber der Variante oF mit 38 bis 44 % für alle Wirkstoffe (Abb. 39) am geringsten. Die Oberflächenabflußmenge war dabei im Vergleich zu oF nur geringfügig niedriger; dementsprechend trug die durch verminderte Abflußmengen erklärte Retention kaum zur Zunahme der Gesamtretention bei. Dennoch waren die Wirkstoffausträge von ARS aufgrund der

geringeren Konzentrationen von Metolachlor und Terbutylazin im Oberflächenabfluß sowie einer niedrigeren Sedimentabtragsmenge und geringerer Gehalte von Pendi-methalin im Sediment gegenüber oF noch deutlich reduziert.

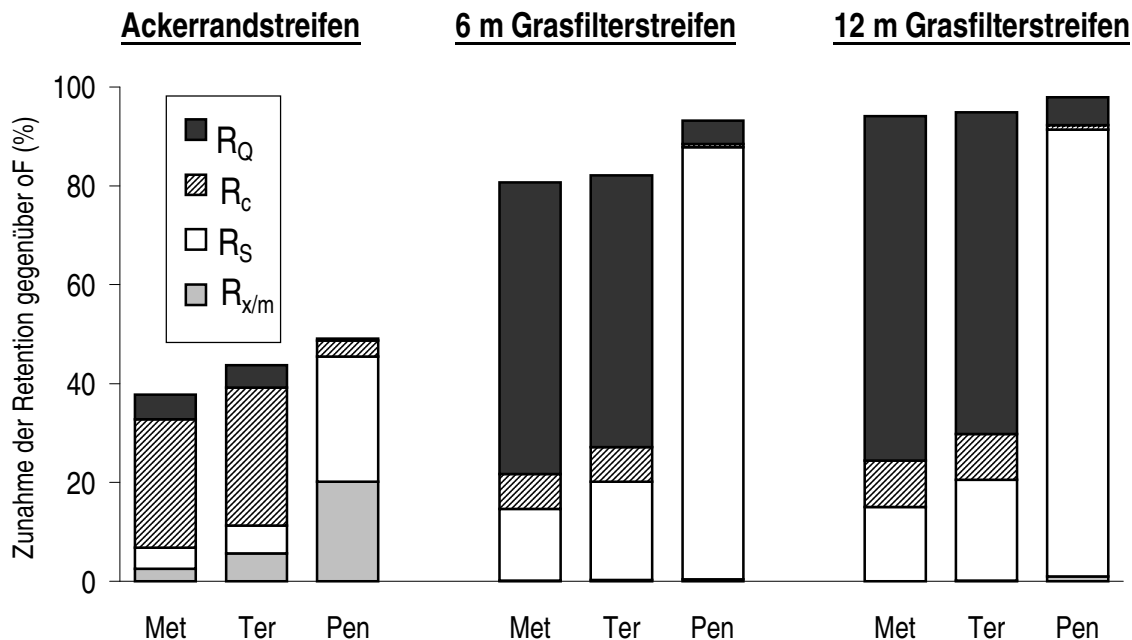


Abb. 39: Zunahme der Wirkstoffretention von Metolachlor (Met), Terbutylazin (Ter) und Pendi-methalin (Pen) durch die verschiedenen Varianten mit Filterstreifen gegenüber der Variante ohne Filterstreifen bei einem natürlichen Niederschlagsereignis am 13. Tag nach der Applikation 1998 (nähere Erläuterungen s. Text)

Alle untersuchten Varianten mit Filterstreifen führten somit im Vergleich zur Variante oF zu reduzierten Herbizidausträgen. Laut HAIDER (1994) besteht aufgrund der selektiven Filterwirkung Grund zu der Annahme, daß Vegetationsfilterstreifen zur Reduzierung vorwiegend mit dem Sediment transportierter Wirkstoffe ungeeignet seien. Da die mittleren Herbizidgehalte im ausgetragenen Sediment der Varianten mit Filterstreifen teilweise höher als in der Variante ohne Filterstreifen waren, ergaben sich für $R_{x/m}$ vereinzelt negative Werte (vgl. Tab. 58 im Anhang). Der durch die Wirkstoffgehalte erklärte Anteil an der Gesamtretention führte somit vereinzelt zu einer Abnahme der Retention gegenüber oF. Aufgrund des ausgeprägten Sedimentrückhalts in den Filterstreifen wurden der Austrag der an das Sediment adsorbierten Wirkstoffmengen aber stark reduziert. Dementsprechend deuten die vorliegenden Ergebnisse darauf hin, daß gerade Pendimethalin tendenziell stärker in den Filterstreifen zurückgehalten wurde als die vor allem in gelöster Form ausgetragenen Wirkstoffe Metolachlor und Terbutylazin. Auch bei sehr hohen Abflußmengen, wie bei den Berechnungen und dem natürlichen Niederschlagsereignis am 13. TnA 1998, war die

Gesamtretention v.a durch die Grasfilterstreifen erheblich. Dabei scheint die Bedeutung der durch verringerte Wirkstoffkonzentrationen und -gehalte verursachten Anteile an der Gesamtretention unter extremen Bedingungen, wie sehr stark verschlammten Oberflächen, zuzunehmen.

6.3.3 Jährliche Austragsmengen infolge natürlicher Niederschlagsereignisse *Austräge mit der Oberflächenabflußsuspension*

Für die drei Versuchsjahre wurden jeweils die errechneten Herbizidausträge aufsummiert, die zwischen dem Zeitpunkt der Applikation und der wegen der bevorstehenden Maisernte erforderlichen Entfernung der Bleche zur Parzellenbegrenzung auftraten. Die in Tab. 44 aufgeführten Austräge beziehen sich daher auf die Zeiträume vom jeweiligen Tag der Applikation bis zum 121. TnA 1997 (19.05. bis 17.09.1997), 106. TnA 1998 (25.05. bis 08.09.1998) und 101. TnA 1999 (24.05. bis 01.09.1999). 1997 und 1999 erfolgte nach Entfernung der Parzellenbegrenzung kein nennenswerter Wirkstoffaustrag mehr. Im September 1998 traten dagegen noch sehr hohe Abflußsummen auf, die einen gewissen Metolachlor- und Terbutylazin-Austrag zur Folge hatten; die Austragsmengen betragen jedoch bei beiden Wirkstoffen deutlich weniger als 0,001 % der Applikationsmenge.

Tab. 44: Gesamte Wirkstoffausträge mit dem Oberflächenabfluß aus den Versuchspartellen infolge natürlicher Niederschlagsereignisse während der Vegetationsperioden 1997 bis 1999 und Retention durch die verschiedenen Filterstreifenvarianten gegenüber der Variante oF (oF = ohne Filterstreifen, ARS = Ackerrandstreifen, GF6m = 6 m Grasfilterstreifen, GF12m = 12 m Grasfilterstreifen, Met. = Metolachlor, Ter. = Terbutylazin, Pen. = Pendimethalin; Zeiträume: s. Text.)

Jahr	Wirkstoff	in % der Applikationsmenge				Zunahme der Retention gegenüber oF in %		
		oF	ARS	GF6m	GF12m	ARS	GF6m	GF12m
1997	Metolachlor	0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	100	100	100
	Terbutylazin	0,02	< 0,01	< 0,01	< 0,01	100	100	100
	Pendimethalin	0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	100	100	100
1998	Metolachlor	0,58	0,38	0,11	0,02	34	81	97
	Terbutylazin	0,86	0,47	0,15	0,05	45	83	94
	Pendimethalin	0,57	0,28	0,04	0,02	51	93	96
1999	Metolachlor	0,32	0,04	< 0,01	< 0,01	87	100	100
	Terbutylazin	0,28	0,04	< 0,01	< 0,01	89	100	100
	Pendimethalin	0,09	< 0,01	< 0,01	< 0,01	100	100	100

Die Austragsmengen der Variante oF waren in den einzelnen Versuchsjahren sehr unterschiedlich und betragen zwischen 0,01 % (Metolachlor, Pendimethalin: 1997) und 0,86 % (Terbutylazin: 1998) der Applikationsmenge. Sie lagen damit in der

Größenordnung bis zu 1 % der applizierten Wirkstoffmenge, die bei den meisten Untersuchungen zum Herbizidaustrag durch natürlichen Niederschlag festgestellt wurden (FISCHER, 1996). Stark zwischen verschiedenen Versuchsjahren variierende Wirkstoffausträge wurden mehrfach beschrieben (GLOTFELTY et al., 1984; HALL et al., 1991; GAYNOR et al., 1995; KREUGER, 1995). Wie in der hier vorgestellten Untersuchung waren diese Unterschiede insbesondere auf die unterschiedliche Niederschlagsverteilung nach den Applikationen zurückzuführen.

Im Vergleich der drei Versuchsjahre waren die Austräge aller Wirkstoffe in allen Varianten 1998 am höchsten, was v.a. durch das sehr bedeutende Niederschlagsereignis vom 13. TnA bedingt war. In diesem Jahr wurden in der Variante ohne Filterstreifen bis zu 0,86 % der applizierten Menge der einzelnen Wirkstoffe ausgetragen. Die Schutzwirkung der verschiedenen Filterstreifen war damit 1998, d.h. im Jahr der höchsten Austräge, insgesamt am geringsten (Zunahme der Retention gegenüber der Variante oF um 34 bis 51 % beim Ackerrandstreifen, 81 bis 93 % beim 6 m Grasfilterstreifen und 94 bis 97 % beim 12 m Grasfilterstreifen). 1997 traten dagegen mit Werten von bis zu 0,02 % der applizierten Wirkstoffmengen die geringsten Austräge auf. Im Jahr 1997 betrug die Zunahme der Gesamtretention aller Varianten gegenüber der Variante oF für alle untersuchten Wirkstoffe 100 % und in 1999 mit mittelhohen Austrägen zwischen 87 % und 100 %.

Im Verlauf der drei Versuchsjahre erwiesen sich Grasfilterstreifen insgesamt als wirksamer als Ackerrandstreifen. Bei hohen Gesamtausträgen (Versuchsjahr 1998) zeigten sich besonders deutliche Unterschiede in der Schutzwirkung der einzelnen Varianten mit Filterstreifen. Für alle untersuchten Wirkstoffe nahm dabei die Wirksamkeit der Filterstreifen vom Ackerrandstreifen über den 6 m Grasfilterstreifen bis zum 12 m Grasfilterstreifen zu. Alle Filterstreifen gewährleisteten damit zumindest einen gewissen Schutz von Oberflächengewässern vor dem Eintrag von Herbiziden mit dem Oberflächenabfluß. Vor allem bei besonders starken, erosiv wirksamen Niederschlägen mit großen Herbizidaustragsmengen bieten 12 m breite Grasfilterstreifen jedoch den wirksamsten Schutz.

Eine *Dicuran*-Applikation erfolgte lediglich im November 1997; aufgrund der daran anschließenden sehr geringen Niederschlags- und Abflußsummen waren die Austräge des darin enthaltenen Wirkstoffs Chlortoluron insgesamt sehr gering (s. Kap. 3.1). Im Oberflächenabfluß war Chlortoluron lediglich vereinzelt für die Varianten ARS und GF12m nachweisbar (122 bzw. 123 TnA, s. Tab. 55). Die Austragsmengen waren dabei mit deutlich weniger als 0,001 % der ausgebrachten Chlortoluron-Menge äußerst gering.

Austräge mit dem Zwischenabfluß

Zur Berechnung der mit dem Zwischenabfluß ausgetragenen Herbizidmengen wurde davon ausgegangen, daß der gesamte Hang oberhalb der Auffangvorrichtungen als Einzugsbereich wirksam war, d.h. die Austragsmengen wurden auf die gesamte Hanglänge (86 m) und die jeweilige Parzellenbreite von 3 m bzw. 10 m bezogen. In Tab. 45 sind die während der einzelnen Versuchsjahre im Zwischenabfluß ermittelten Austragsmengen wiedergegeben. Die angegebenen Mengen können dabei nur eine Orientierung über die möglichen Austragsmengen bieten, da aufgrund der zu geringen Größe der Auffanggefäße nicht immer der gesamte Zwischenabfluß erfaßt werden konnte (vgl. Anhang, Tab. 63). Die tatsächlichen Austragsmengen waren also wahrscheinlich höher als die hier aufgeführten Werte. Dabei war das Volumen der Auffangvorrichtungen ZA(1) und ZA(3) um das 4,6-fache größer als das von ZA(2) und ZA(4), so daß die Daten der Wiederholungen nur eingeschränkt vergleichbar sind (s. Abb. 1, S. 11). Die Zwischenabflußmengen der einzelnen Auffangvorrichtungen waren darüber hinaus inhomogen (vgl. Abb. 3, S. 34). So wurde in der Variante ohne Filterstreifen in ZA(1) während des gesamten Untersuchungszeitraumes kein Zwischenabfluß festgestellt, was wahrscheinlich auf die räumliche Heterogenität der Bodeneigenschaften auf der Versuchsfläche zurückzuführen ist.

Tab. 45: Austräge der verschiedenen Herbizide in gelöster Form mit dem Zwischenabfluß während der einzelnen Versuchsjahre (dargestellt in % der Applikationsmenge; k. Abfl. = kein Zwischenabfluß; ZA(1) bis ZA(4): Auffangvorrichtungen für Zwischenabfluß, s. Abb. 1, S. 11)

Jahr	Wirkstoff	ohne Filterstreifen		12 m Grasfilterstreifen	
		ZA(1)	ZA(2)	ZA(3)	ZA(4)
1997	Metolachlor	k. Abfl.	< 0,001	< 0,001	< 0,001
	Terbuthylazin	k. Abfl.	< 0,001	< 0,001	< 0,001
	Pendimethalin	k. Abfl.	< 0,001	< 0,001	< 0,001
1997/98	Chlortoluron	k. Abfl.	0,002	0,001	< 0,001
1998	Metolachlor	k. Abfl.	0,004	0,008	0,002
	Terbuthylazin	k. Abfl.	0,007	0,008	0,002
	Pendimethalin	k. Abfl.	< 0,001	< 0,001	< 0,001
1999	Metolachlor	k. Abfl.	0,062	0,010	0,036
	Terbuthylazin	k. Abfl.	0,051	0,011	0,025
	Pendimethalin	k. Abfl.	0,002	< 0,001	< 0,001

Da der Stofftransport mit dem Zwischenabfluß lediglich in gelöster Form erfolgt, werden die Austragsmengen der einzelnen Wirkstoffe v.a. von den in der Bodenlösung vorliegenden sowie von den leicht desorbierbaren Anteilen und damit vom jeweiligen Löslichkeits- und Sorptionsverhalten bestimmt. 1999 wurden im sommerlichen

Zwischenabfluß der Variante ohne Filterstreifen 0,062 % der Applikationsmenge an Metolachlor und 0,051 % an Terbutylazin ausgetragen, während der Pendimethalin-Austrag lediglich 0,002 % betrug (Tab. 45). Die Austragsmengen, die während der Vegetationsperiode 1999 vor allem durch kurz nach der Applikation aufgetretene Zwischenabflüsse geprägt wurden, entsprachen somit dem jeweiligen Löslichkeitsverhalten der verschiedenen Wirkstoffe. Die für die Variante mit 12 m breitem Grasfilterstreifen festgestellten Wirkstoffausträge waren dabei 1999 im Vergleich zur Variante oF deutlich, d.h. um ca. 50 bis 80 % geringer. Bei insgesamt deutlich geringeren Austragsmengen aller Wirkstoffe wies Terbutylazin im Jahr 1998 mit 0,007 % der Applikationsmenge im Zwischenabfluß der Variante oF den höchsten, auf die jeweilige Ausbringungsmenge bezogenen Austrag auf. Dabei hatten in der Vegetationsperiode 1998 auch Zwischenabflüsse, die mit größerem zeitlichen Abstand zur Applikation aufgetreten waren, stärker zum Gesamtaustrag beigetragen als im Jahr 1999. Im Zwischenabfluß der Variante GF12m waren 1998 Metolachlor- und Terbutylazin-Austräge zu beobachten, die in der gleichen Größenordnung lagen wie in der Variante oF. Die für alle Wirkstoffe und Varianten sehr niedrigen Werte im Jahr 1997 sind darauf zurückzuführen, daß die Zwischenabflußmengen gering waren. Zudem waren die Herbizidkonzentrationen der Lösungen sehr niedrig, da die Abflüsse in Bezug auf den Applikationszeitpunkt vergleichsweise spät auftraten. Somit scheinen die mit dem Zwischenabfluß ausgetragenen Wirkstoffmengen noch deutlicher vom jeweiligen Abflußtermin bestimmt zu werden als beim Oberflächenabfluß.

Chlortoluron wurde lediglich im November 1997 ausgebracht; in Tab. 45 sind die infolge dieser Applikation während des Winterhalbjahres 1997/1998 aufgetretenen Austragsmengen aufgeführt. Die Austragsmengen von Chlortoluron im Zwischenabfluß der Variante oF waren mit 0,002 % der Applikationsmenge aufgrund der geringen Niederschläge im Winterhalbjahr 1997/1998 sehr niedrig. Die Austräge in der Variante mit 12 m Grasfilterstreifen waren demgegenüber noch weiter vermindert.

Zusammenfassend ist festzustellen, daß einzelne Niederschlagsereignisse zu erheblichen Herbizidausträgen mit der Oberflächenabflußsuspension führten. Die untersuchten Wirkstoffe wurden dabei aufgrund ihres Löslichkeits- und Adsorptionsverhaltens vorzugsweise entweder gelöst (Metolachlor, Terbutylazin) oder an das abgetragene Sediment adsorbiert (Pendimethalin) verlagert. Für die verschiedenen Filterstreifen war eine deutliche Schutzwirkung erkennbar, da zumeist über 80 % der auf der Variante oF ausgetragenen Wirkstoffe zurückgehalten wurden. Auch bei dem wichtigsten Abflußereignis des Versuchszeitraums am 13. TnA 1998 wurde durch die Filterstreifen im Vergleich zur Variante oF ein großer Anteil der Herbizidausträge zurückgehalten. Die Wirksamkeit der untersuchten Vegetationsfilterstreifen nahm insgesamt von

Ackerrandstreifen über 6 m breite Grasfilterstreifen bis hin zu 12 m breiten Grasfilterstreifen zu. Auch im Zwischenabfluß wurden erhebliche Herbizidmengen verlagert. Teilweise trugen dabei die 12 m breiten Grasfilterstreifen ebenfalls zu einer Austragsverminderung bei.

6.4 Zusammenfassende Betrachtung des Wirkstofftransports mit dem Oberflächen- und Zwischenabfluß

Die Konzentrationen aller Wirkstoffe nahmen im Oberflächen- wie auch im Zwischenabfluß mit zunehmendem zeitlichen Abstand zur Applikation tendenziell ab (Abb. 40, S. 165). Die untersuchten Wirkstoffe wurden dabei aufgrund ihres Löslichkeits- und Adsorptionsverhaltens vorzugsweise entweder gelöst oder mit dem abgetragenen Sediment in adsorbierter Form verlagert. So traten von den jeweils im Mai zu Mais applizierten drei Wirkstoffen von *Stentan* Metolachlor und Terbutylazin in sehr viel höheren Lösungskonzentrationen im Oberflächenabfluß auf als das stark zur Adsorption neigende Pendimethalin. Dagegen waren die Gehalte von Pendimethalin im abgetragenen Sediment deutlich höher als die der anderen beiden Wirkstoffe. Metolachlor und Terbutylazin wiesen dabei unmittelbar im Anschluß an die Applikationen in Bezug auf die jeweiligen Ausbringungsmengen ähnliche Lösungskonzentrationen im Oberflächenabfluß auf. Im weiteren Verlauf der Vegetationsperiode nahmen die Metolachlor-Konzentrationen aber in stärkerem Maße ab als die von Terbutylazin, so daß späterhin v.a. im Zwischenabfluß für Terbutylazin höhere Konzentrationen festgestellt wurden (s. Kap. 6.1.1 und 6.2). Dieses unterschiedliche Verhalten der Wirkstoffe ist vermutlich auf die in Kap. 4.2 beschriebene, mit größerem zeitlichen Abstand zur Applikation stark zunehmende Festlegung von Metolachlor zurückzuführen.

Für alle drei Wirkstoffe wurden für die Variante ohne Filterstreifen im Zwischenabfluß z.T. ähnlich hohe Konzentrationen ermittelt wie in der Lösungsphase der Oberflächenabflußsuspensionen. Daher ist davon auszugehen, daß auch eine laterale Wirkstoffverlagerung über Makroporen v.a. bei extremen Niederschlagsereignissen an Bedeutung gewinnen kann. Die Gesamtkonzentration in der Oberflächenabflußsuspension wurde bei Pendimethalin v.a. durch die in adsorbierter Form vorliegenden Wirkstoffanteile bestimmt. Da der Wirkstoffaustrag im Zwischenabfluß aber lediglich in gelöster Form erfolgte, waren die Gesamtkonzentrationen von Pendimethalin im Zwischenabfluß stets deutlich niedriger als in der Oberflächenabflußsuspension. Für die Wirkstoffe mit höherer Löslichkeit wurden dagegen z.T. auch größere Mengen mit dem Zwischenabfluß transportiert. Insgesamt erfolgte der Wirkstofftransport im Anschluß an die jeweils im Mai zu Mais durchgeführte Herbizidapplikation aber zum überwiegenden Anteil mit den Oberflächenabflußsuspensionen. Bei insgesamt geringen Austragsmengen spielte der Zwischenabfluß im Winterhalbjahr 1997/1998 unter Winterweizen dagegen eine relativ größere Rolle.

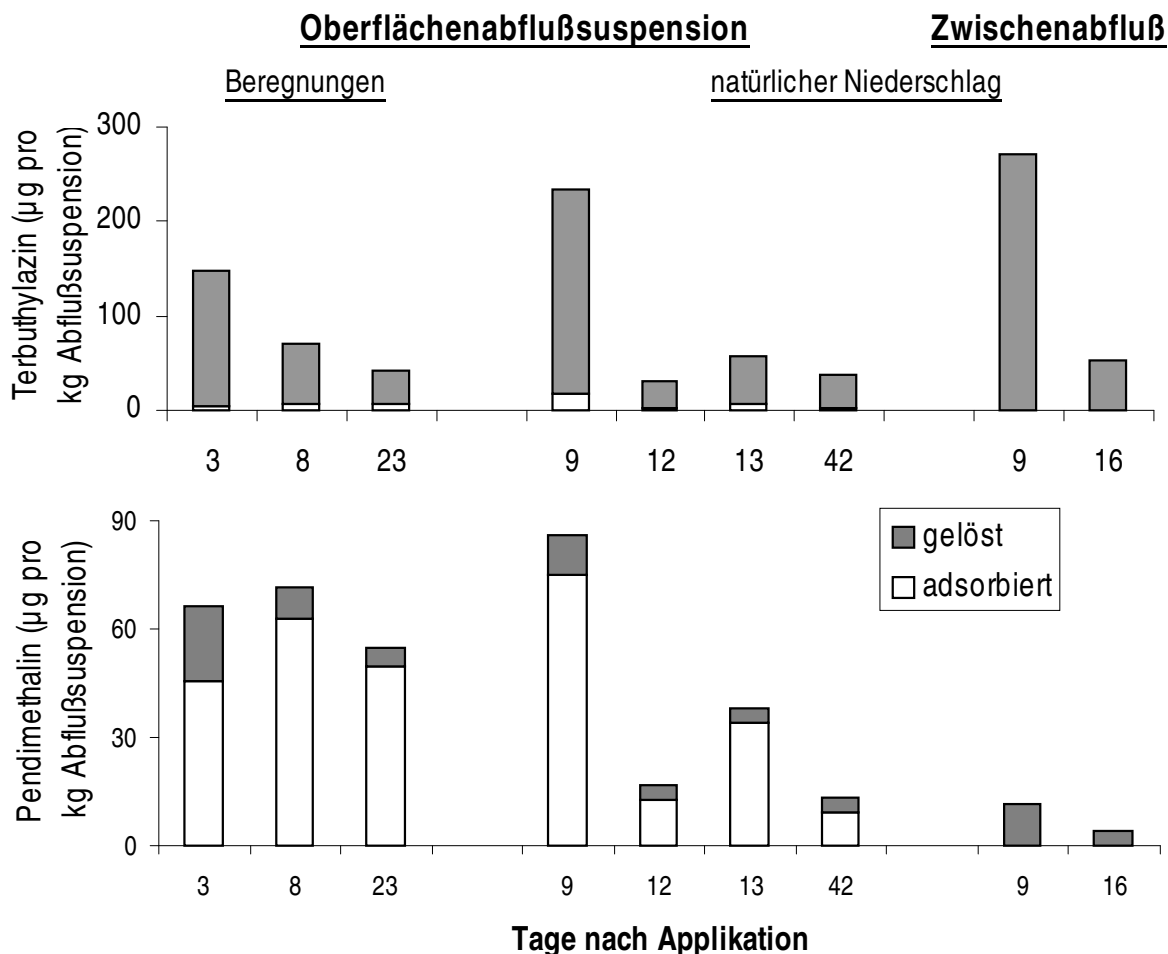


Abb. 40: Mittlere gelöste und adsorbierte Konzentrationen von Terbutylazin und Pendimethalin in den Oberflächenabflußsuspensionen und im Zwischenabfluß der Variante oF bei Beregnungen und größeren natürlichen Niederschlagsereignissen nach der Wirkstoffapplikation am 24.05.1999

Die durch natürliche Niederschläge hervorgerufenen Austragsmengen der verschiedenen Herbizidwirkstoffe in den Oberflächenabflußsuspensionen wurden insbesondere durch einzelne Abflußereignisse geprägt. Die Lösungskonzentration der untersuchten Wirkstoffe wurden durch verschiedene Parameter bestimmt, die insbesondere anhand der jeweils mit konstanter Niederschlagsintensität durchgeführten Beregnungen untersucht wurden. Die bei den einzelnen Beregnungsversuchen aufgetretenen Lösungskonzentrationen und Gehalte im Sediment in der Variante ohne Filterstreifen konnten dabei zumeist gut anhand von Potentialfunktionen in Abhängigkeit von der Niederschlagssumme beschrieben werden. Neben dem Einfluß der Wirkstoffeigenschaften wurden die Lösungskonzentrationen der untersuchten Herbizide in der Oberflächenabflußsuspension vor allem vom zeitlichen Abstand zur Applikation bestimmt. Innerhalb der Periode, in der die Beregnungsversuche erfolgten (3 bis 23 Tage nach der Applikation), ging darüber hinaus von der Niederschlagsintensität bzw. der Abfluß-

intensität der Oberflächenabflußsuspension ein Einfluß auf die Lösungskonzentrationen im Oberflächenabfluß aus. In Bezug auf die Austragsmengen hatte die Niederschlagsintensität daher bei den Beregnungen zwei entgegen gerichtet wirkende Prozesse zur Folge. Einerseits führten niedrigere Niederschlagsintensitäten tendenziell zu geringeren Oberflächenabflußmengen (s. Kap. 3.1) und damit auch zu niedrigeren Wirkstoffaustragsmengen. Andererseits waren sie mit niedrigeren Abflußintensitäten verbunden, was wiederum höhere Wirkstoffkonzentrationen im Oberflächenabfluß und damit höhere Austräge bedingte (s. Kap. 6.1.2). Dabei ist zu berücksichtigen, daß die kinetische Energie der Niederschläge bei den einzelnen Beregnungsterminen trotz unterschiedlicher Niederschlagsintensitäten (30 bis 47 mm h⁻¹) jeweils gleich hoch war. Bei den natürlichen Niederschlagsereignissen scheinen dagegen sehr niedrige Niederschlagsintensitäten aufgrund ihrer geringen kinetischen Energie sowohl geringe Oberflächenabflußmengen als auch niedrige Konzentrationen im Abfluß bedingt zu haben. Bei den größeren natürlichen Oberflächenabflußereignissen, d.h. mit einer Abflußsumme von mindestens 0,1 mm in der Variante ohne Filterstreifen, wurden dagegen z.T. höhere durchschnittliche Lösungskonzentrationen als bei den Beregnungen festgestellt (Abb. 40, S. 165).

Wie die Lösungskonzentrationen im Oberflächenabfluß nahmen auch die Wirkstoffgehalte im abgetragenen Sediment bei den in Bezug auf den Applikationszeitpunkt späteren Terminen tendenziell ab, wobei die Wirkstoffgehalte der Sedimente langsamer als die Konzentrationen der Lösungen abnahmen. Aufgrund der zunehmenden Verschlammung der Bodenoberfläche stiegen aber die Sedimentkonzentrationen in den Oberflächenabflußsuspensionen bei den ersten Abflußereignissen nach den Applikationen an. Die adsorbierten Anteile der Wirkstoffkonzentrationen in den Abflußsuspensionen, die sich aus der jeweiligen Sedimentkonzentration in der Suspension multipliziert mit dem entsprechenden Wirkstoffgehalt im Sediment ergeben, waren daher für die späteren Termine z.T. höher als unmittelbar nach der Applikation. Zudem wurden auch die Wirkstoffgehalte im Sediment von der Niederschlags- und Abflußintensität beeinflusst. Die höchsten Gesamtausträge der einzelnen Wirkstoffe traten aber zumeist bei den jeweils ersten Abflußereignissen nach den Applikationen auf. Insgesamt wurden dabei aufgrund des unterschiedlichen Niederschlags- und Abflußgeschehens in den einzelnen Versuchsjahren stark differierende Wirkstoffausträge festgestellt. Die verschiedenen Vegetationsfilterstreifen wiesen eine deutliche Schutzwirkung gegenüber den Austrägen aus der Variante ohne Filterstreifen auf, da zumeist über 80 % der Wirkstoffe in den Filterstreifen zurückgehalten wurden. Durch die Filterstreifen wurden dabei einerseits der Oberflächenabfluß- und Sedimentabtrag vermindert bzw. vermieden; andererseits wurden die Wirkstoffkonzentrationen und -gehalte in den Oberflächenabflußsuspensionen bei der Filterstreifenpassage z.T. drastisch herabgesetzt. Eine eingehende Bewertung der Wirksamkeit der verschiedenen Filterstreifen erfolgt in Kap. 7.

7 Bewertung der Wirksamkeit der verschiedenen Filterstreifen

Die verschiedenen Herbizidwirkstoffe wurden mit den Oberflächenabflusssuspensionen sowohl in gelöster Form als auch in an das abgetragene Sediment adsorbiert ausgetragen. Das Ausmaß des Wirkstoffaustrags - und damit des potentiellen Eintrags in Oberflächengewässer - wurde einerseits durch die Abflußsummen der Lösungsphase und der darin enthaltenen Wirkstoffkonzentrationen sowie andererseits durch die Abtragssummen der Sedimente und deren Wirkstoffgehalte bestimmt. Wie in Kap. 3.1 (S. 30) dargestellt, wurden für die verschiedenen Vegetationsfilterstreifen bei allen größeren Abflußereignissen niedrigere Oberflächenabflußmengen als für die Variante ohne Filterstreifen (oF) festgestellt. Bei den einzelnen Abflußereignissen wies der Ackerrandstreifen (ARS) im Vergleich zu oF eine Verminderung des Oberflächenabflusses zwischen 6 und 100 % und somit zu sehr unterschiedlichen Anteilen auf. Die Retention gegenüber oF durch die Grasfilterstreifen betrug dagegen bei den natürlichen Niederschlagsereignissen zumeist deutlich über 90 %; mehrfach wurde auch der gesamte Oberflächenabfluß zurückgehalten. Auch bei dem in Bezug auf die Abflußsummen sehr bedeutsamen Niederschlagsereignis am 13. TnA 1998 wurde sowohl für den 6 m (GF6m) als auch für den 12 m breiten Grasfilterstreifen (GF12m) mit 70 bzw. 83 % im Vergleich zur Variante oF eine deutliche Verminderung der Oberflächenabflußmengen festgestellt. Das Anlegen von 6 und 12 m breiten Grasfilterstreifen erwies sich somit als effektive Maßnahme zur Verminderung Oberflächenabflusses.

Auch in Bezug auf die Konzentrationen der Herbizidwirkstoffe im Oberflächenabfluß traten z.T. erhebliche Unterschiede zwischen den verschiedenen Filterstreifenvarianten auf. Für die jeweils im Mai applizierten Wirkstoffe wurden im Oberflächenabfluß der Variante oF infolge natürlicher Niederschläge Höchstkonzentrationen (Einzelproben) von 1.078 $\mu\text{g l}^{-1}$ Metolachlor, 326 $\mu\text{g l}^{-1}$ Terbutylazin und 16,3 $\mu\text{g l}^{-1}$ Pendimethalin festgestellt (Tab. 46, S. 168). In der Variante ARS betrugen die Konzentrationen bis zu 835 $\mu\text{g l}^{-1}$ Metolachlor, 247 $\mu\text{g l}^{-1}$ Terbutylazin und 11,4 $\mu\text{g l}^{-1}$ Pendimethalin und waren damit gegenüber oF leicht vermindert. In beiden Grasfilterstreifenvarianten waren die Konzentrationen dagegen deutlich niedriger. Mit Werten von 108 bzw. 64,2 $\mu\text{g l}^{-1}$ Metolachlor, 62,8 bzw. 42,6 $\mu\text{g l}^{-1}$ Terbutylazin und 6,62 bzw. 3,01 $\mu\text{g l}^{-1}$ Pendimethalin waren die Maximalkonzentrationen dabei im 12 m breiten Grasfilterstreifen (GF12m) im Vergleich zur Breite von 6 m (GF6m) noch weiter reduziert. Die Filterstreifen bewirkten im Oberflächenabfluß somit eine ganz wesentliche Verminderung der Wirkstoffkonzentrationen - beim 12 m breiten Grasfilterstreifen um 81,5 bis 94,0 %.

Die im Oberflächenabflußwasser gemessenen Höchstkonzentrationen überschreiten besonders in den Varianten oF und ARS die vom UMWELTBUNDESAMT (UBA, 1998) für Konzentrationen in Gewässern vorgeschlagenen Zielvorgaben zum Schutz der aquatischen Lebensgemeinschaften um ein Vielfaches. Die sich bei Einleitung der

Abflüsse in ein Gewässer einstellenden Konzentrationen werden dann zusätzlich durch die Wasserführung der betroffenen Gewässer bestimmt. Aus den angegebenen Meßwerten für die verschiedenen Pflanzenschutzmittel ist jedoch ersichtlich, daß besonders Fließgewässer mit geringer Wasserführung (Entwässerungsgräben, kleine Bäche) einer zeitweilig starken Belastung durch Pflanzenschutzmittel im Abflußwasser ausgesetzt sein können.

Tab. 46: Gemessene Höchstkonzentrationen der Abflußlösungen und Höchstgehalte der ausgetragenen Sedimente an Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin in den Oberflächenabflußsuspensionen der Varianten ohne Filterstreifen, mit Ackerrandstreifen sowie 6 m und 12 m Grasfilterstreifen (Werte in Klammern: Anteil in Prozent gegenüber oF); zusätzlich sind die vom UMWELTBUNDESAMT (UBA, 1998) für Konzentrationen in Gewässern vorgeschlagenen Zielvorgaben zum Schutz der aquatischen Lebensgemeinschaften von Metolachlor und Terbutylazin angegeben

Variante	Metolachlor	Terbutylazin	Pendimethalin
	Maximale Konzentrationen im Oberflächenabfluß ($\mu\text{g l}^{-1}$)		
ohne Filterstreifen	1078 (100)	326 (100)	16,3 (100)
Ackerrandstreifen	835 (77,5)	247 (75,8)	11,4 (69,9)
6 m Grasfilterstreifen	108 (10,0)	62,8 (19,3)	6,62 (40,6)
12 m Grasfilterstreifen	64,2 (6,0)	42,6 (13,1)	3,01 (18,5)
	Zielvorgaben ($\mu\text{g l}^{-1}$)		
	0,2	0,5	
	Maximale Gehalte im ausgetragenen Sediment ($\mu\text{g kg}^{-1}$)		
ohne Filterstreifen	2908 (100)	1981 (100)	7800 (100)
Ackerrandstreifen	1905 (65,5)	1028 (51,9)	3464 (44,4)
6 m Grasfilterstreifen	803 (27,6)	721 (36,4)	4355 (55,8)
12 m Grasfilterstreifen	580 (19,9)	613 (30,9)	1879 (24,1)

Eine ähnliche Wirkung der verschiedenen Filterstreifen zeigte sich auch in Bezug auf die adsorbierten Wirkstoffanteile in den Oberflächenabflußsuspensionen. Im Vergleich zur Variante oF wurde der Sedimentbtrag im Ackerrandstreifen um 27 bis 100 % vermindert (vgl. S. 38). Die Grasfilterstreifen führten bei den größeren natürlichen Niederschlagsereignissen zu einer Sedimentretention zwischen 92 und 100 %. Unabhängig von der Filterstreifenbreite waren die Grasfilterstreifen dabei auch in Bezug auf den Sedimentrückhalt effektiver als der Ackerrandstreifen (vgl. Kap. 3.2, S. 38). Wie in Kap. 3.3 (s. S. 40) dargestellt, trat in den Vegetationsfilterstreifen eine selektive Filterung des transportierten Sediments auf, so daß die Gehalte an Corg, Fe und Al im Sediment nach der Filterstreifenpassage im Vergleich zur Variante oF erhöht waren. Laut SCHAUDER & AUERSWALD (1992) ist diese selektive Filterung darauf zurückzuführen, daß gröbere Bestandteile, wie Sand oder Schluff, in den Filterstreifen ver-

stärkt zurückgehalten werden. Tonpartikel und organische Substanz sowie an diese adsorbierte Substanzen werden somit im weitertransportierten Sediment relativ angereichert. Dementsprechend wiesen auch die Herbizidwirkstoffe im Sediment der Filterstreifenvarianten z.T. höhere durchschnittliche Gehalte als in dem aus der Variante oF ausgetragenen Sediment auf. Die für die Variante oF ermittelten maximalen Gehalte waren aber mit $2.908 \mu\text{g kg}^{-1}$ Metolachlor, $1.981 \mu\text{g kg}^{-1}$ Terbutylazin und $7.800 \mu\text{g kg}^{-1}$ Pendimethalin deutlich höher als die der Varianten mit Filterstreifen (Tab. 46). SPATZ (1999) geht in diesem Zusammenhang von einer Verdünnung des Sedimentes durch Bodenmaterial aus, das direkt aus den Vegetationsfilterstreifen abgetragen wurde. Möglicherweise sind aber auch Austauschvorgänge zwischen gelösten und adsorbierten Wirkstoffanteilen in der Oberflächenabflusssuspension während der Filterstreifenpassage von Bedeutung. In den Abflusssuspensionen der Varianten mit Filterstreifen sind dabei sowohl die Wirkstoff- als auch die Sedimentkonzentrationen geringer als in oF, wodurch in den Filterstreifen die Desorption begünstigt wird.

Insgesamt führten die verschiedenen Filterstreifen somit zu deutlich verringerten Austragsmengen der untersuchten Herbizide. In Abb. 41 (S. 170) sind die gesamten Austräge der Wirkstoffe Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin in gelöster und adsorbierter Form dargestellt, die während der drei Versuchsjahre in den verschiedenen Varianten festgestellt wurden. Die ermittelten Austräge wurden dabei für die drei Versuchsjahre aufsummiert und auf die Summe der in dieser Zeit applizierten Wirkstoffmengen bezogen. Über den gesamten Versuchszeitraum betrachtet betrug der Austrag in der Variante oF 0,22 % für Pendimethalin, 0,29 % für Metolachlor und 0,38 % für Terbutylazin. Die Wirkstoffe Metolachlor und Terbutylazin wurden dabei zu 90 % bzw. 83 % in gelöster Form ausgetragen. Die Austräge von Pendimethalin waren dagegen zu 91 % an ausgetragenes Sediment adsorbiert.

Alle untersuchten Filterstreifenvarianten führten zu einer deutlichen Reduzierung der Wirkstoffausträge und schützten somit vor Einträgen in Oberflächengewässer. Bei vielen Einzelereignissen wurde sogar die gesamte Oberflächenabflusssuspension in den Filterstreifen zurückgehalten und somit eine komplette Schutzwirkung erreicht. Auch deuten die Ergebnisse darauf hin, daß bei dem jeweils ersten Starkregenereignis nach der Herbizidapplikation und damit bei sehr hohen Gesamtausträgen eine höchst effektive Schutzwirkung der Filterstreifen gegeben ist. Über den gesamten Untersuchungszeitraum betrachtet nahm die Schutzwirkung in der Reihenfolge vom Ackerlandstreifen über den 6 m Grasfilterstreifen zum 12 m Grasfilterstreifen zu (Abb. 41). In der Variante ARS betrug die Retention gegenüber der Variante oF für die einzelnen Wirkstoffe zwischen 56 % (Metolachlor, Pendimethalin) und 58 % (Terbutylazin). In beiden Varianten mit Grasfilterstreifen wurden die Austräge noch deutlicher reduziert,

wobei das vorwiegend mit dem Sediment verlagerte Pendimethalin am stärksten zurückgehalten wurde. In der Variante GF6m betrug die Retention gegenüber der Variante oF für Metolachlor 88 %, für Terbutylazin 87 % und für Pendimethalin 94 %. In der Variante GF12m war die Retention gegenüber der Variante oF mit 96 % (Metolachlor und Terbutylazin) bzw. 98 % (Pendimethalin) am höchsten.

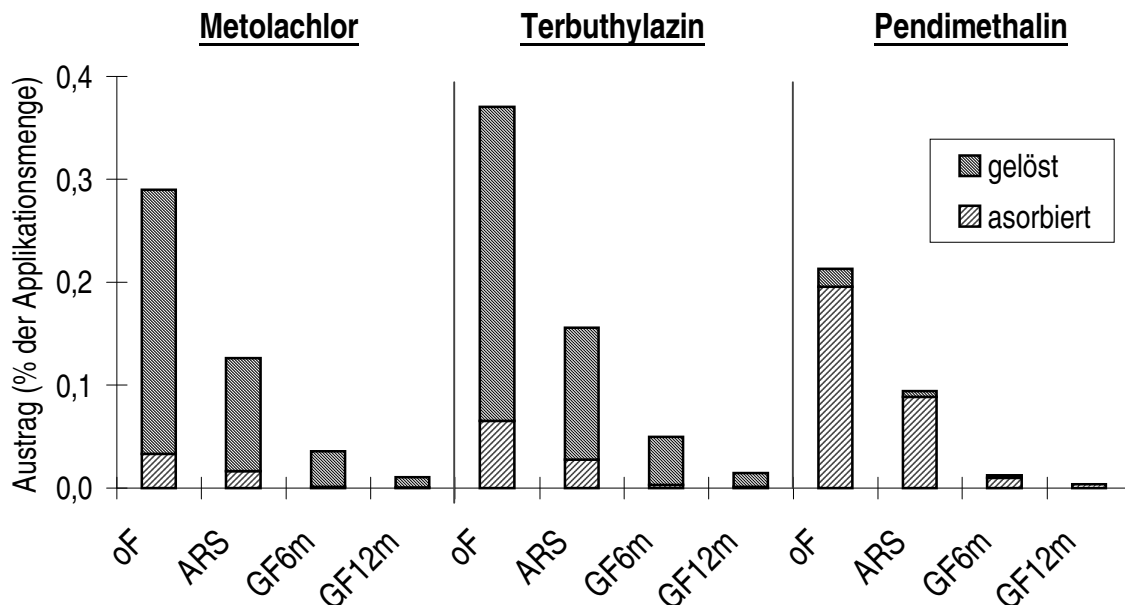


Abb. 41: Austräge in gelöster und adsorbierter Form (in % der Applikationsmenge der drei Versuchsjahre 1997 bis 1999) der Herbizidwirkstoffe Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin in den Oberflächenabflusssuspensionen der verschiedenen Filterstreifenvarianten infolge natürlicher Niederschläge während dreier Versuchsjahre (oF = ohne Filterstreifen, ARS = Ackerrandstreifen, GF6m = mit 6 m Grasfilterstreifen, GF12m = mit 12 m Grasfilterstreifen)

In Abhängigkeit vom jeweiligen Niederschlags- und Abflußgeschehen, d.h. insbesondere der Niederschlagsverteilung und -intensität sowie die dem daraus resultierenden Auftreten von Oberflächenabfluß und dessen Intensität, waren die Austräge der Herbizidwirkstoffe in den einzelnen Versuchsjahren sehr unterschiedlich (s. Tab. 44, S. 160, Kap. 6.3). 1997 waren die Austräge insgesamt sehr gering (0,01 % bis 0,02 % der Applikationsmenge in der Variante oF), wobei größere Oberflächenabflußereignisse erst relativ spät, d.h. 26 Tage nach der Applikation, auftraten. 1998 wurden dagegen durch ein einziges Niederschlagsereignis (13 TnA) bis zu 0,83 % der Applikationsmenge (Terbutylazin) ausgetragen. Auch bei diesem bedeutenden Ereignis betrug die Retention in den Grasfilterstreifenvarianten gegenüber der Variante oF für die einzelnen Wirkstoffe zwischen 80 und 93 % (GF6m) bzw. 94 und 98 % (GF12m). In der Variante ARS betrug die Austragsverminderung gegenüber der

Variante oF lediglich 38 bis 49 % und war somit niedriger als in den Grasfilterstreifen. Dabei ist zu beachten, daß die für das Niederschlagsereignis am 13. TnA 1998 ermittelte Austragsminderung im Ackerrandstreifen einer Retention von 0,21 % bis 0,36 % der applizierten Wirkstoffmengen entspricht. Aufgrund der extrem hohen Oberflächenabflußmengen trat der Abfluß möglicherweise insbesondere bei diesem Niederschlagsereignis rillenförmig auf und ging damit punktförmig in die Filterstreifen über, wodurch die Retentionsleistung herabgesetzt worden sein kann (DILLAHA et al., 1989). Beide Grasfilterstreifen wiesen aber auch bei diesem extremen Abflußereignis eine hohe Wirksamkeit bei der Verminderung der Wirkstoffausträge auf. Dies ist vermutlich darauf zurückzuführen, daß bei einer entsprechend langen Filterstrecke auch in Grasfilterstreifen aus einem vorher rillenförmigen Wasserfluß flächiger Oberflächenabfluß entstehen kann (SPATZ, 1999) und sich die Retentionswirkung somit trotz des punktförmigen Übertritts der Abflusssuspension in den Filterstreifen noch entfalten kann. 1999 waren die Austräge in der Variante oF vorwiegend durch mehrere größere Niederschlagsereignisse bedingt und betrug bis zu 0,32 % der Applikationsmenge (Tab. 44, S. 160). Die Grasfilterstreifen übten eine nahezu vollständige Schutzwirkung aus; die Retention der drei Wirkstoffe gegenüber oF betrug in den Grasfilterstreifenvarianten GF6m und GF12m 100 %. Auch im Ackerrandstreifen wurde mit einer Retention von 87 % bis 100 % gegenüber oF ein Großteil der Austräge zurückgehalten.

Alle Filterstreifenvarianten führten somit im Vergleich zur Variante ohne Filterstreifen zu deutlich verminderten Austrägen der untersuchten Herbizidwirkstoffe. Beide Grasfilterstreifenvarianten (6 und 12 m Breite) waren dabei effektiver als der 12 m breite Ackerrandstreifen. Zumeist wird davon ausgegangen, daß zur effektiven Stoffretention Grasfilterstreifenbreiten von mindestens 10 m erforderlich sind (MAGETTE et al., 1989; KLÖPPEL et al., 1997; PATTY et al., 1997); die eigenen Untersuchungen zeigten jedoch, daß die Retention im 12 m breiten Grasfilterstreifen gegenüber dem 6 m breiten Grasfilterstreifen lediglich leicht erhöht war. Dabei ist zu berücksichtigen, daß die Ackerhanglänge oberhalb der Filterstreifen 40 m betrug und bei größeren Hanglängen die Retentionswirkung unter Umständen geringer wäre, da vor allem das Verhältnis der Filterstreifenbreite zur Länge der Austragsfläche über die Wirksamkeit von Vegetationsfilterstreifen entscheidet (BINGHAM et al., 1980). Das Verhältnis von Ackerhanglänge zu Filterstreifenbreite von 2,3 bis 3,3 zu 1 war bei den zum Vergleich unter definierten Bedingungen durchgeführten Feldberechnungen sehr ähnlich wie beim 12 m Grasfilterstreifen (3,3 zu 1); die Herbizidwirkstoffe wurden dabei mit Werten von durchschnittlich 96 bis 98 % bzw. 95 bis 99 % in ähnlichem Umfang retendiert.

Die untersuchten Wirkstoffe wurden entweder vorwiegend in gelöster Form oder an abgetragenes Sediment adsorbiert verlagert. In Bezug auf die Gesamtretention der verschiedenen Stoffe in den Vegetationsfilterstreifen waren dabei kaum gerichtete

Unterschiede erkennbar. Häufig wird davon ausgegangen, daß Vegetationsfilterstreifen die Austräge von Stoffen, die vorwiegend mit dem abgetragenen Sediment verlagert werden, nur unzulänglich reduzieren (AUERSWALD & HAIDER, 1992), was auf die oben angesprochene, selektive Filterung des Sediments bei der Filterstreifenpassage zurückgeführt wird. Anhand der vorliegenden Ergebnisse ist zwar eine selektive Filterwirkung z.T. auch in Bezug auf die Gehalte der Herbizidwirkstoffe erkennbar. Aufgrund der in den Filterstreifenvarianten verminderten Mengen an abgetragenen Sediment wurden dennoch bei allen Abflußereignissen auch die mit dem abgetragenen Sediment ausgetragenen Wirkstoffmengen deutlich reduziert. So wurde das überwiegend in adsorbierter Form transportierte Pendimethalin in den Grasfilterstreifen insgesamt am stärksten zurückgehalten (vgl. Abb. 41, S. 170). In allen Varianten mit Filterstreifen, aber insbesondere bei den Grasfilterstreifen wurden die Austräge ganz wesentlich aufgrund der verminderten Abfluß- und Sedimentabtragssummen reduziert. Somit ist die potentielle Verminderung des Eintrags von Herbizidwirkstoffen in Oberflächengewässer durch die Anlage von Vegetationsfilterstreifen näherungsweise bereits anhand der zu erwartenden Reduktion der Oberflächenabflußsuspension abschätzbar. Der Infiltration wird dabei im allgemeinen eine große Bedeutung für die Reduzierung von Herbizidausträgen beigemessen (MISRA et al., 1996; COLE et al., 1997; LOWRANCE et al., 1997). In ähnlicher Weise betont ZILGENS (2001), daß die Infiltrationskapazität von Vegetationsfilterstreifen eine wichtige Größe für deren potentielle Retentionsleistung darstellt. Die Senkung der Konzentrationen in der Lösungsphase und der Gehalte in den Sedimenten während der Filterstreifenpassage führt darüber hinaus zu einer weiteren Verminderung der Austragsmengen und trägt zu einem zusätzlichen Schutz der Oberflächengewässer bei. Die Bedeutung dieses Prozesses scheint dabei unter extremen Bedingungen, wie stark verschlammten Oberflächen, zuzunehmen.

Austräge über den Zwischenabfluß können nach den eigenen Ergebnissen wie auch nach Literaturangaben bei Stoffen, die v.a. in gelöster Form verlagert werden, zu zusätzlichen Belastungen von Oberflächengewässern führen (ERPENBECK, 1987; PETER, 1987). Bei einer erhöhten Infiltration von Oberflächenabfluß in Vegetationsfilterstreifen durch biogene Makroporen und sonstige Grobporen ist dabei mit potentiell verstärkten Austrägen zu rechnen (FABIS, 1995); daher wurde außer dem Oberflächenabfluß auch der Zwischenabfluß der Varianten ohne Filterstreifen und mit 12 m breiten Grasfilterstreifen untersucht. Eine exakte Quantifizierung der Austräge ist dabei aufgrund der Heterogenität der Fläche und der begrenzten Aufnahmekapazität der Auffangvorrichtungen für den Zwischenabfluß nicht möglich (s. Kap. 3.1 und Kap. 6.3.3). Die Ergebnisse deuten aber darauf hin, daß die Bedeutung des Zwischenabflusses als Austragspfad i.d.R. eher gering war. Vereinzelt wurden aber auch sehr hohe Konzentrationen festgestellt (bis zu 773 µg l⁻¹ Metolachlor). Die verschiedenen Stoffe traten

dabei im Vergleich zum Oberflächenabfluß tendenziell mit einer gewissen Verzögerung im Zwischenabfluß auf. Diese Verzögerung war im Grasfilterstreifen größer als in der Variante ohne Filterstreifen. Gleichzeitig waren die Konzentrationen nach Passage des Grasfilterstreifens meist deutlich vermindert. Bei der Filterstreifenpassage fanden dabei wahrscheinlich Adsorptions- und Abbauprozesse der Herbizidwirkstoffe statt. Zur Vermeidung von Stoffausträgen durch den Zwischenabfluß ist die Filterstreifenbreite möglicherweise von größerer Bedeutung als für den Oberflächenabfluß. Bei kurzen Filterstrecken, d.h. 3 m Grasfilterstreifen, traten bei den Berechnungen mehrfach größere Abflußmengen aus der Wand der zur Sammlung des Oberflächenabflusses eingerichteten Grube aus (s. Kap. 6.2.2). Dementsprechend wiesen auch in den von FABIS (1995) durchgeführten Untersuchungen 5 m breite Grasfilterstreifen im Unterschied zu 10 m breiten durchgehende biogene Makroporen und Grobporen auf, die zu einem ungefilterten Abfluß und somit zu erhöhten Austrägen über den Zwischenabfluß führten.

Um die Wirksamkeit der Vegetationsfilterstreifen zu beurteilen, ist neben dem Ausmaß der Ein- und Austräge das Verhalten der Herbizidwirkstoffe in den Böden der Filterstreifen entscheidend. Für alle Wirkstoffe waren in den Böden der Grasfilterstreifen häufig keine löslichen Anteile nachweisbar; die bestimmbar Konzentrationen waren zumeist sehr gering (s. Anhang, Tab. 54). Daher ist davon auszugehen, daß die in die Filterstreifen eingetragenen Wirkstoffe tendenziell stärker als im Ackerbereich festgelegt wurden. Der Wirkstofftransport mit der Oberflächenabflußsuspension erfaßt dabei möglicherweise bereits "gealterte" und damit fester an die Sedimentpartikel adsorbierte Wirkstoffe; d.h. aufgrund des selektiven Transports des Sediments sind die Wirkstoffe bereits beim Eintrag in den Filterstreifen vergleichsweise stark festgelegt.

Die nach den *Stentan*-Applikationen 1998 und 1999 während der Vegetationsperiode in den Böden der Grasfilterstreifen aufgetretenen Wirkstoffgehalte waren in allen Tiefenstufen zumeist sehr gering; dabei wurden maximal $95,7 \mu\text{g kg}^{-1}$ Metolachlor festgestellt (Tab. 47, S. 174). Unter dem Einfluß hoher Niederschlagsmengen traten 1998 insgesamt deutlich höhere Metolachlor- und Pendimethalin-Gehalte auf als 1999. Vermutlich erfolgte dabei auch teilweise ein lateraler Wirkstofftransport im Unterboden. Insbesondere in 60 bis 90 cm Tiefe wurden für alle Wirkstoffe Werte erreicht, die eine ähnliche Größenordnung aufwiesen wie die entsprechenden Maximalwerte in den Böden des Ackerbereichs (vgl. Anhang, Tab. 52 und 54). Die für den Bereich der Ackerfläche ermittelten Abbauraten (vgl. Kap. 5.1, S. 69) weisen dabei nicht auf eine Wirkstoffanreicherung im Boden hin (PESTEMER, 1985; PAWLIZKI & KÖNIGER, 1986). Dementsprechend waren die Wirkstoffe bis zur folgenden *Stentan*-Applikation auch in den Grasfilterstreifen weitestgehend abgebaut bzw. in nicht extrahierbarer Form festgelegt. Das Applikationsjahr 1999 war im Unterschied zum Vorjahr durch mehrere,

weniger bedeutsame Abflußereignisse geprägt. Alle Wirkstoffe wiesen insgesamt sehr niedrige Gehalte auf, wobei die Tiefenverlagerung nur gering war. Die in den Oberböden eingetragenen Wirkstoffanteile wurden 1999 bereits bis zum letzten Probenahmetermin 126 TnA vollständig bzw. nahezu vollständig abgebaut. Eine langfristige Anreicherung von Herbizidwirkstoffen in den Filterstreifen, wie sie insbesondere bei stark sorbierten anorganischen Stoffen auftritt (SCHAUDER & AUERSWALD, 1992), ist also für die Herbizidwirkstoffe nicht zu erwarten. Somit ist davon auszugehen, daß die in den Grasfilterstreifen zurückgehaltenen Wirkstoffanteile dort nachhaltig retendiert wurden.

Tab. 47: Maximale extrahierbare Gehalte (in $\mu\text{g kg}^{-1}$) von Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin in den verschiedenen Tiefenstufen der Böden der Grasfilterstreifen während der Vegetationsperioden 1998 und 1999 (Applikationen am 25.05.1998 und 24.05.1999; n.n. = nicht nachweisbar, n.b. = nicht bestimmbar)

Tiefenstufe	Metolachlor		Terbutylazin		Pendimethalin	
	1998	1999	1998	1999	1998	1999
0 - 10 cm	95,7	10,2	n.b.	4,03	25,1	3,09
10 - 30 cm	73,7	29,5	n.n.	3,21	28,5	2,42
30 - 60 cm	68,9	3,38	n.b.	n.n.	14,8	n.n.
60 - 90 cm	80,8	n.n.	34,3	n.n.	62,1	n.n.

Zusammenfassend läßt sich somit sagen, daß die Anlage von Vegetationsfilterstreifen eine effiziente Maßnahme zum Schutz von Oberflächengewässern vor Stoffeinträgen darstellen kann. Die größte Schutzwirkung gewährleistete dabei der 12 m breite Grasfilterstreifen; von dem 12 m breiten Ackerrandstreifen ging die geringste Wirkung aus. Der 6 m breiten Grasfilterstreifen zeigte ebenfalls eine hohe Wirksamkeit; bei größeren Ackerhanglängen und verstärktem Auftreten von Zwischenabfluß ist jedoch potentiell mit höheren Austrägen zu rechnen. Auch war die Retentionsleistung des 12 m breiten Grasfilterstreifens bei dem in Bezug auf die Abflußmengen für das Jahr 1998 sehr bedeutsamen Ereignis am 13. TnA noch deutlich höher als die des 6 m breiten Grasfilterstreifens. Aufgrund des Klimawandels steigt aber möglicherweise die Wiederkehrhäufigkeit extremer sommerlicher Niederschlagsereignisse mit hohem erosiven Potential an (SAUERBORN et al., 1999). Sollten sich derartige Prognosen bewahrheiten, würde es auch zunehmend dringlicher, effektive Maßnahmen zum Schutz von Oberflächengewässern gegenüber den Folgen extremer Abflußereignisse durchzuführen. Die Grasfilterstreifenbreite sollte daher einerseits in Abhängigkeit von Standortfaktoren wie der Ackerhanglänge und der Erosivität der Niederschläge bestimmt werden; andererseits sollte die Sensibilität der Oberflächengewässer gegenüber

Stoffeinträgen einbezogen werden. Auch ist die Bedeutung punktförmiger Übertritte des Oberflächenabflusses in die Filterstreifen zu berücksichtigen (FREDE et al., 1994). Hierbei empfiehlt sich eine variable Gestaltung der Filterstreifen (RADERSCHALL et al., 1997a, b), wie sie beispielsweise auch von der "Environment Agency" Großbritanniens empfohlen wird (ENVIRONMENT AGENCY GB, 1998). Dabei ist zu beachten, daß die Einrichtung von Vegetationsfilterstreifen vor allem der Verminderung von off-site-Schäden durch Oberflächenabfluß und Bodenerosion dient; on-site-Schäden wie der Verlust von Oberbodenmaterial bleiben somit unberücksichtigt. Maßnahmen, wie die konservierende Bodenbearbeitung, die die Bildung von Oberflächenabfluß und damit den Stoffaustrag bereits on-site verhindern, können aber zu einer erhöhten Bildung von präferentiellen Flüssen und somit zu einer verstärkten Tiefenverlagerung von Herbizidwirkstoffen führen (ANDREINI & STEENHUIS, 1989; FLURY, 1996). In den Böden der Grasfilterstreifen trat dagegen innerhalb des Untersuchungszeitraums (drei Vegetationsperioden) keine nennenswerte Tiefenverlagerung auf (vgl. Abb. 18, S. 86). Eine potentielle Grundwassergefährdung scheint daher durch die Anlage von Vegetationsfilterstreifen weniger wahrscheinlich als durch Maßnahmen der konservierenden Bodenbearbeitung. Auch ist davon auszugehen, daß aufgrund der Haftungsregelungen des 1999 in Kraft getretenen Bodenschutzgesetzes gerade die Abwendung von off-site-Schäden vermehrt Beachtung finden wird (MOLLENHAUER, 2000).

Ein Nachteil von Vegetationsfilterstreifen sind die Kosten, die aufgrund des Flächenverlustes (bei Grasfilterstreifen) bzw. der Mindererträge und des größeren Arbeitsaufwandes (bei Ackerrandstreifen) entstehen (KNAUER, 1990). Zur Beurteilung der Schutzwirkung von Vegetationsfilterstreifen für Oberflächengewässer ist daher die prozentuale Verminderung der Stoffausträge in Relation zum jeweiligen Flächenanteil der Filterstreifen zu sehen. In der vorliegenden Arbeit betrug der Flächenanteil der Vegetationsfilterstreifen an der Ackerfläche der Versuchspartellen 11,5 (GF6m) bzw. 23 % (ARS und GF12m). Demgegenüber betrug die durchschnittliche Verminderung des Wirkstoffaustrags in den einzelnen Filterstreifenvarianten zwischen 54 und 98 %; insbesondere in den Grasfilterstreifen wurde dabei häufig die gesamte aus dem Ackerbereich ausgetragene Wirkstoffmenge zurückgehalten. Da Vegetationsfilterstreifen über ihre Schutzwirkung vor diffusen Stoffeinträgen hinaus viele weitere, hinlänglich beschriebene (u.a. KRAUS, 1984; GRAMATTE & PETER, 1988; DVWK, 1993) Funktionen, wie z.B. die Biotopvernetzung, erfüllen, stellen sie eine sinnvolle Maßnahme zum Schutz von Oberflächengewässern dar.

8 Zusammenfassung

Auf einem Ackerstandort in hängigem Gelände in Velbert-Neviges (Bergisches Land, NRW) wurde in einem Feldversuch während dreier Vegetationsperioden (1997 bis 1999) das Austragsverhalten verschiedener Herbizidwirkstoffe mit dem Oberflächenabfluß in gelöster sowie an das abgetragene Sediment adsorbierter Form und dem Zwischenabfluß untersucht. Zudem wurde die Wirksamkeit verschiedener Vegetationsfilterstreifen zur Reduzierung der Austräge und damit des potentiellen Eintrags von Herbizidwirkstoffen in Oberflächengewässer geprüft. Auf der Versuchsfäche, die eine Hangneigung von ca. 10 % aufwies, wurde in allen Versuchsjahren Mais in praxisüblicher Form angebaut und das Herbizid *Stentan* mit den Wirkstoffen Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin eingesetzt. Darüber hinaus wurde im Winterhalbjahr 1997/1998 Winterweizen in Form einer Zwischenfrucht angebaut und das Herbizid *Dicuran* (Wirkstoff Chlortoluron) appliziert. Im Anschluß an die *Stentan*-Applikationen im Mai 1998 und 1999 wurden zu mehreren Terminen Bodenproben in verschiedenen Positionen entlang des Hanges entnommen und auf extrahierbare Gehalte sowie in gelöster Form vorliegende Wirkstoffanteile hin untersucht. Die Erfassung des Oberflächenabflusses nach natürlichen Niederschlägen erfolgte in Parzellen von 40 m Länge und 3 m Breite mit Hilfe automatischer Probennehmer. Die Wirksamkeit von Vegetationsfilterstreifen wurde anhand eines 12 m breiten Ackerrandstreifens sowie von 6 m und 12 m breiten Grasfilterstreifen (jeweils an die Ackerhanglänge von 40 m anschließend innerhalb der Parzellen) im Vergleich zu Parzellen ohne Filterstreifen untersucht. Auf dem gleichen Schlag wurden zusätzlich im Mai/Juni 1998 und 1999 auf separaten Kleinparzellen (7 bzw. 10 m Länge und 1,5 m Breite) Feldberegnungen unter definierten Bedingungen durchgeführt und die Wirkung 3 m breiter Grasfilterstreifen untersucht. In den Oberflächenabflußproben wurden die gelösten sowie die an Sedimentmaterial adsorbierten Anteile der applizierten Herbizidwirkstoffe ermittelt. Der Zwischenabfluß wurde in den Varianten ohne Filterstreifen und mit 12 m breiten Grasfilterstreifen erfaßt und auf die gelösten Anteile der Wirkstoffe hin untersucht.

Die Wirkstoffe zeichnen sich durch ein unterschiedliches Ad- und Desorptionsverhalten aus. Metolachlor und Terbutylazin, für die anhand eines Laborversuchs Desorptions- K_F -Werte von 8,49 bzw. 11,6 für Oberbodenmaterial ermittelt wurden, wiesen nach den Applikationen zunächst auch im Feld ähnliche K_F -Werte auf. Bei den in Bezug auf den Ausbringungszeitpunkt späteren Terminen wurde Metolachlor aber zunehmend stärker gebunden, so daß der Verteilungskoeffizient zwischen adsorbierter und gelöster Phase nach 268 Tagen auf den ca. 25-fachen Wert angestiegen war. Der Verteilungskoeffizient von Terbutylazin hatte sich im gleichen Zeitraum dagegen etwa verdoppelt. Der im Labor ermittelte Desorptions- K_F -Wert von Pendimethalin betrug 467; die Adsorptionsneigung dieses Wirkstoffs ist somit sehr viel stärker ausgeprägt als die von

Metolachlor und Terbutylazin. Für Pendimethalin waren im Freiland mit zunehmendem zeitlichen Abstand zur Ausbringung - im Gegensatz zu Metolachlor und Terbutylazin - nur geringe Veränderungen erkennbar.

Mit DT_{50} -Werten von 40 Tagen für Metolachlor, 20 Tagen für Terbutylazin und 43 Tagen für Pendimethalin wurden alle Wirkstoffe auf den untersuchten Böden als nicht persistent eingestuft. Das Austragsverhalten der einzelnen Stoffe wurde in starkem Maße von ihren physikalisch-chemischen Eigenschaften bestimmt. Relevante Austragsmengen traten meist entweder im Oberflächenabfluß, d.h. in gelöster Form, oder an das ausgetragene Sediment adsorbiert auf. Trotz der höheren Abbaurate nahmen die Konzentrationen von Terbutylazin im Oberflächen- und Zwischenabfluß im Verhältnis zu Metolachlor im Verlauf der Vegetationsperiode relativ zu, was auf die zunehmende Bindungsstärke von Metolachlor zurückzuführen ist. Die höchsten Herbizidkonzentrationen in der Lösungsphase und Herbizidgehalte in den Sedimenten der Oberflächenabflußsuspensionen traten sowohl bei natürlichem Niederschlag als auch bei Beregnungsversuchen kurz nach der Wirkstoffapplikation auf. Bei den einzelnen Niederschlagsereignissen wurden dabei in den Abflußsuspensionen der Variante ohne Filterstreifen durchschnittliche Konzentrationen in der Lösungsphase bis $721 \mu\text{g l}^{-1}$ Metolachlor, $220 \mu\text{g l}^{-1}$ Terbutylazin und $11,2 \mu\text{g l}^{-1}$ Pendimethalin bzw. durchschnittliche Gehalte in den Sedimenten bis $2.144 \mu\text{g kg}^{-1}$ Metolachlor, $1.344 \mu\text{g kg}^{-1}$ Terbutylazin und $4.977 \mu\text{g kg}^{-1}$ Pendimethalin festgestellt. Derartige Konzentrationen können v.a. bei einem direkten Eintrag der Abflußsuspensionen in Fließgewässer mit geringer Wasserführung zu zeitweilig starken Belastungen durch Pflanzenschutzmittel führen.

Die Austräge der einzelnen Wirkstoffe mit den Oberflächenabflußsuspensionen waren im Winterhalbjahr 1997/1998 unter Winterweizen vergleichsweise unbedeutend; während der Vegetationsperioden von Mais wurden dagegen z.T. sehr hohe Austragsmengen festgestellt. Die Austräge waren dabei in den einzelnen Versuchsjahren sehr unterschiedlich und wurden v.a. vom jeweiligen Niederschlags- und Abflußgeschehen bestimmt. Die Herbizidausträge in der Parzellenvariante ohne Filterstreifen betragen für die einzelnen Wirkstoffe während der Vegetationsperiode von Mais in 1997 für Metolachlor und Pendimethalin 0,01 % sowie für Terbutylazin 0,02 % der Applikationsmenge, in 1998 für Metolachlor 0,58 %, für Terbutylazin 0,86 % und für Pendimethalin 0,57 % der Applikationsmenge und in 1999 für Metolachlor 0,32 %, für Terbutylazin 0,28 % und für Pendimethalin 0,09 %. Wie die Untersuchungen zeigen, bestimmen vor allem die folgenden Einflußgrößen die ausgetragenen Wirkstoffmengen:

- zeitlicher Abstand zur Applikation, wobei insbesondere dem jeweils ersten größeren Niederschlagsereignis nach der Applikation eine besondere Bedeutung zukommt,
- Niederschlagsverteilung,
- Feuchtegehalt und Vorverschlammung der Böden,

- Niederschlags- und Abflußintensität und
- Stoffeigenschaften wie Wasserlöslichkeit, Ad- und Desorptionsneigung sowie mikrobielle Abbaubarkeit.

Die beiden Parallelparzellen zur Erfassung des Zwischenabflusses zeigten in Bezug auf die jeweiligen Konzentrationen der Herbizide in der Lösungsphase eine gute Übereinstimmung; die Abflußmengen waren jedoch sehr inhomogen. Quantitative Aussagen zu den Austragsmengen mit dem Zwischenabfluß waren daher - sowie durch eine teilweise unvollständige Probenahme infolge der begrenzten Aufnahmekapazität der Auffangvorrichtungen - nicht möglich; die Ergebnisse deuten aber darauf hin, daß der Zwischenabfluß keinen entscheidenden Pfad für den Stoffaustrag darstellte.

Durch die verschiedenen Vegetationsfilterstreifen wurden der Oberflächenabfluß und der Sedimentabtrag deutlich - z.T. auf Null - reduziert. Teilweise nahmen darüber hinaus die Konzentrationen wie auch die Gehalte der Herbizidwirkstoffe im Oberflächenabflußwasser bzw. im ausgetragenen Sediment während der Filterstreifenpassage ab, so daß selbst bei Abflußereignissen, bei denen Abfluß aus den Filterstreifen erfolgte, die Austräge deutlich verringert wurden. Beide Grasfilterstreifen wiesen eine deutlich höhere Retentionswirkung als der Ackerrandstreifen auf. Die Unterschiede zwischen den 6 m und 12 m breiten Grasfilterstreifen waren dagegen weniger ausgeprägt. Bezogen auf die gesamte Versuchsdauer wurden die Austräge der verschiedenen Herbizidwirkstoffe durch den Ackerrandstreifen um 56 % bis 58 % und durch die Grasfilterstreifen um 87 % bis 94 % (6 m Breite) bzw. 96 % bis 98 % (12 m Breite) gegenüber der Parzellenvariante ohne Filterstreifen (Austrag gleich 100 %) vermindert. Die Schutzwirkung der verschiedenen Filterstreifen für Oberflächengewässer nahm somit in der Reihenfolge von Ackerrandstreifen über den 6 m breiten Grasfilterstreifen zu dem 12 m breiten Grasfilterstreifen zu. Bei den Feldberechnungen wurden die Austräge der Herbizidwirkstoffe durch den 3 m breiten Grasfilterstreifen der Kleinparzellen bei einem ähnlichen Verhältnis von Acker- zu Grasfilterstreifenbreite wie bei den Großparzellen um 96 % bis 98 % verringert und damit in ähnlichem Maße wie durch den 12 m breiten Grasfilterstreifen der Großparzellen nach natürlichen Niederschlägen. Die Ergebnisse deuteten nicht darauf hin, daß eine erhöhte Infiltration in Vegetationsfilterstreifen zu einem verstärkten Stoffaustrag über den Zwischenabfluß führt. Die Austräge im Zwischenabfluß der Variante mit 12 m breitem Grasfilterstreifen waren tendenziell im Vergleich zur Variante ohne Filterstreifen vermindert. Zudem zeigte es sich, daß die in die Grasfilterstreifen eingetragenen Wirkstoffe weitestgehend abgebaut bzw. in nicht extrahierbarer Form festgelegt wurden. Vegetationsfilterstreifen stellen somit eine effiziente Maßnahme zum Schutz von Oberflächengewässern vor diffusen Stoffeinträgen dar.

9 Literaturverzeichnis

- AHUJA, L. R. (1982): Release of a soluble chemical from soil to runoff. TRANSACTIONS of the ASAE 25: 948-953 und 960.
- AHUJA, L. R.; SHARPLEY, A. N.; YAMAMOTO, M. & MENZEL, R. G. (1981): The depth of rainfall-runoff-soil interaction as determined by ³²P. Water Resour. Res. 17: 969-974.
- ANDREINI, M. S. & STEENHUIS, T. S. (1990): Preferential paths of flow under conventional and conservation tillage. Geoderma 46: 85-102.
- AUERSWALD, K. (1992): Halmfrüchte als Pufferzonen an Gewässern - Kommentar zu J. Karl, M. Porzelt: Halmfrüchte als Pufferzonen an Gewässern, erschienen in Wasser und Boden 44, Heft 2, 1992, S. 74-76. Wasser und Boden 44/2: 582-583.
- AUERSWALD, K. & HAIDER, J. (1992): Eintrag von Agrochemikalien in Oberflächengewässer durch Bodenerosion. Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung 33: 222-229.
- BAIER, CH.; HURLE, K. & KIRCHHOFF, J. (1985): Datensammlung zur Abschätzung des Gefährdungspotentials von Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffen für Gewässer. Schriftenreihe des DVWK Nr. 74. Parey, Hamburg. 294 S.
- BARRETT, M. R. & LAVY, T. L. (1983): Effects of soil water content on Pendimethalin dissipation. J. Environ. Qual. 12: 504-508.
- BBA (Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, 2000): Pflanzenschutzmittel-Verzeichnis (Datenbank). <http://www.bba.de>. Stand August 2000.
- BINGHAM, S. C.; WESTERMAN, P. W. & OVERCASH, M. R. (1980): Effect of grass buffer zone length in reducing the pollution from land application areas. TRANSACTIONS of the ASAE 23: 330-335 und 342.
- BÖHM, P. (1993): Standörtliche Varianz der Infiltrations- und Abtragsdynamik von Böden unter künstlicher Beregnung. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 72: 1117-1120.
- BOTSCHKE, J. (1999): Zum Bodenerosionspotential von Oberflächen- und Zwischenabfluß. Bonner Bodenkundliche Abhandlungen, Bd. 29. 174 S.
- BOUCHARD, D. C.; LAVY, T. L. & MARX, D. B. (1982): Fate of metolachlor and fluometuron in soil. Weed Science 30: 629-632.
- BOWMAN, B.T. (1982): Conversion of Freundlich adsorption K values to the mole fraction format and the use of S_y values to express relative adsorption of pesticides. Soil Sci. Soc. Am. J. 46: 740-743.
- BRAVERMAN, M. P.; LAVY, T. L. & BARNES, J. C. (1986): The degradation and bioactivity of metolachlor in the soil. Weed Science 34: 479-484.
- BRÜMMER, G. W.; PESTEMER, W.; DIBBERN, H. & WELP, G. (1994): Verlagerungsvorgänge und ihre Modellierung. In: Ökotoxikologie von Pflanzenschutzmitteln. Sachstandsbericht Deutsche Forschungsgemeinschaft: 82-110, VCH Weinheim.

- BUTTLE, J. M. (1990): Metolachlor transport in surface runoff. *J. Environ. Qual.* 19: 531-538.
- CHATTERJEE, S. & PRICE, B. (1995): *Praxis der Regressionsanalyse*. Aus dem Amerikan. übertr. von G. Lorenzen. 2. Auflage. R. Oldenbourg Verlag, München. 297 S.
- CHESTERS, G.; SIMSIMAN, G. V.; LEVY, J.; ALHAJJAR, B. J.; FATHULLA, R. N. & HARKIN, J. M. (1989): Environmental fate of alachlor und metolachlor. *Reviews of environmental contamination and toxicology*, Vol. 110: 1-74.
- COLE, J.T.; BAIRD, J.H., BASTA, N.T., HUHNKE, R.L.; STORM, D.E.; JOHNSON, G.V.; PAYTON, M.E.; SMOLEN, M.D.; MARTIN, D.L.; COLE, J.C. (1997): Influence of buffers on pesticide and nutrient runoff from bermudagrass turf. *J. Environ. Qual.* 26: 1589-1598.
- COOPER, J. F.; ZHENG, S. Q; PALCY, L. & COSTE, C. M. (1994): Behaviour of Pendi-methalin in tropical and mediterranean plain field condition. *J. Environ. Sci. Health* 29: 445-457.
- CUMMING, J. P.; DOYLE, R. B. & BROWN, P.H. (2001): Sorption kinetics of clomazone and pendimethalin in Tasmanian soils - problems for the licit opium poppy industry? In: *Pesticide behaviour in soils and water*. BCPC Symposium Proceedings No 78: 39-44.
- CZAPAR, G. F.; HORTON, R. & FAWCETT, R. S. (1992): Herbicide and tracer movement in soil columns containing an artificial macropore. *J. Environ. Qual.* 21: 110-115.
- DAO, T. H.; MARX, D. B.; LAVY, T. L. & DRAGUN, J. (1982): Effect, and statistical evaluation, of soil sterilization on aniline and diuron adsorption isotherms. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46: 963-969.
- DENKLER, M. (1994): Mikrobielle Toxizität, Abbau und Verlagerung ausgewählter Pflanzenschutzmittel in Ackerböden aus Löß: Labor- und Freilanduntersuchungen sowie Modellrechnungen. *Bonner Bodenkundliche Abhandlungen*, Bd. 16. 229 S.
- DENKLER, M. & Brümmer, G. W. (1993): Freilanduntersuchungen zur Adsorption und Verlagerung von Herbiziden (Methabenzthiazuron und Atrazin) und Simulation der Wirkstoffverlagerung mit dem Modell Pelmo. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 72: 323-326.
- DIBBERN, H. & PESTEMER, W. (1992): Anwendbarkeit von Simulationsmodellen zum Einwaschungsverhalten von Pflanzenschutzmitteln im Boden. *Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd.* 44: 134-143.
- DILLAHA, T. A.; RENEAU, R. B.; MOSTAGHINI, S; LEE, D. (1989): Vegetative filter strips for agricultural nonpoint source pollution control. *TRANSACTIONS of the ASAE* 32: 513-519.
- DOMSCH, K. H. (1992): *Pestizide im Boden. Mikrobieller Abbau und Nebenwirkungen auf Mikroorganismen*. VHC Verlagsgesellschaft Weinheim. 575 S.
- DÜRING, R.-A. (1996): Beiträge zum Verhalten ausgewählter Herbizide und einiger ihrer Metaboliten in differenziert bearbeiteten Böden. *Boden und Landschaft - Schriftenreihe zur Bodenkunde, Landeskultur und Landschaftsökologie*, Bd. 9. Gießen. 169 S.

- DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., 1993): Eintrag von Pflanzenschutzmitteln aus der Landwirtschaft am Beispiel eines Feldgrabens. Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH, Bonn. 60 S.
- EDWARDS, D. R.; MOORE, P. A.; DANIEL, T. C.; SRIVASTAVA, P. & NICHOLS, D. J. (1997): Vegetative filter strip removal of metals in runoff from poultry litter-amended fescuegrass plots. TRANSACTIONS of the ASAE 40: 121-127.
- ENVIRONMENT AGENCY GB (1998): Understanding buffer strips. An information booklet. 12 S.
- ERPENBECK, C. (1987): Über Stoffaustrag mit dem Oberflächen- und Zwischenabfluß von landwirtschaftlichen Flächen verschiedener Nutzungsweise - ein Beitrag zur Klärung der Gewässerbelastung in Mittelgebirgslagen. Diss. Univ. Gießen. 201 S.
- ERPENBECK, C. & MOLLENHAUER, K. (1986): Zur Methodik der Erfassung von Zwischenabfluß an Hängen. Z. f. Kulturtechnik und Flurbereinigung 27: 154-158.
- FABIS, J. (1995): Retentionsleistung von Uferstreifen im Mittelgebirgsraum. Boden und Landschaft - Schriftenreihe zur Bodenkunde, Landeskultur und Landschaftsökologie, Bd. 2. Gießen. 162 S.
- FISCHER, P. (1996): Quantifizierung der Eintragungspfade für Pflanzenschutzmittel in Fließgewässer. Schriftenreihe zur Bodenkunde, Landeskultur und Landschaftsökologie, Bd. 12. Gießen. 166 S.
- FLURY, M. (1996): Experimental evidence of transport of pesticides through field soils - a review. J. Environ. Qual. 25: 25-45.
- FREDE, H.-G.; FABIS, J. & BACH, M. (1994): Nährstoff- und Sedimentretention in Uferstreifen des Mittelgebirges. Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung 35: 165-173.
- FREHSE, H. & THIER, H. P. (1991): Die Ermittlung der Nachweisgrenze und Bestimmungsgrenze bei Rückstandsanalysen nach dem neuen DFG-Konzept. GIT Fachz. Lab. 35: 285-291.
- FRIMMEL, F.; HURLE, K. & SCHEUNERT, I. (1997): Wasserfluß und Transport der Pflanzenschutzmittel im Sickerwasser. In: Mathess, G. (Hrsg.): Transport und Abbauverhalten von Pflanzenschutzmitteln im Sicker- und Grundwasser. Schriftenreihe Verein Wasser-, Boden- und Lufthygiene 100: 352-361. Fischer, Stuttgart.
- FÜHR, F.; KLOSKOWSKI, R. & BURAUDEL, P.-W. (1985): Bedeutung der gebundenen Rückstände. In: Pflanzenschutzmittel und Boden. Berichte über Landwirtschaft, Sonderheft Nr. 198: 106-116.
- FÜHR, R.; BRUMHARD, B.; STEFFENS, W. & MITTELSTAEDT, W. (1990): Langzeitverhalten von Pflanzenschutzmitteln im Boden. In: Bonus, H. (Hrsg.) (1990): Produktionsfaktor Umwelt: Boden. Landwirtschaftsverlag, Düsseldorf. 303 S.
- FÜHR, R.; STEFFENS, W.; MITTELSTAEDT, W. & BRUMHARD, B. (1991): Lysimeter experiments with ¹⁴C-labelled pesticides - an agroecosystem approach. In: Frehse, H. (Hrsg.) (1991): Pesticide Chemistry. VCH Weinheim, New York. 666 S.

- FÜHR, R.; MITTELSTAEDT, W. & BRUMHARD, B. (1992): Belastungen von Boden und Wasser mit Rückständen aus der Pflanzenschutzmittelanwendung: Situationsanalyse, Kontrollmethoden, Vermeidungsstrategien. Vorträge der 44. Hochschultagung der Landwirtschaftlichen Fakultät der Universität Bonn: 69-82.
- FULLEN, M. A. (1991): A comparison of runoff and erosion rates on bare and grassed loamy sand soils. *Soil Use and Management* 7: 136-139.
- GASS, M.; PANKRATZ, K. & MATHES, G. (1997): In: Mathes, G. (Hrsg.): Transport und Abbauverhalten von Pflanzenschutzmitteln im Sicker- und Grundwasser. Schriftenreihe Verein Wasser-, Boden- und Lufthygiene 100: 155-182. Fischer, Stuttgart.
- GAYNOR, J.D.; MCTAVISH, D.C. & FINDLEY, W.J. (1995): Atrazine and metolachlor loss in surface and subsurface runoff from three tillage treatments in corn. *J. Environ. Qual.* 24: 246-256.
- GEISELHART, C. (1994): Abbau- und Transportverhalten von Pflanzenschutzmitteln unter Pflanzenbeständen. Diss. Univ. Hohenheim. 128 S.
- GLOTFELTY, D.E.; TAYLOR, A.W.; ISENSEE, A.R.; JERSEY, J. & GLENN, S. (1984): Atrazine and simazine movement to Wye River estuary. *J. Environ. Qual.* 13: 115-121.
- GOUY, V.; DUR, J.-C.; CALVET, R.; BELAMIE, R. & CHAPLAN, V. (1999): Influence of adsorption-desorption phenomena on pesticide runoff from soil using simulated rainfall. *Pestic. Sci.* 55: 155-182.
- GOVERS, G. (1991): A field study on topographical and topsoil effects on runoff generation. *Catena* 18: 91-111.
- GRAHAM, J. S. & CONN, J. S. (1992): Sorption of metribuzin and metolachlor in alaskan subarctic agricultural soils. *Weed Science* 40: 155-160.
- GRAMATTE, A. & PETER, M. (1988): Bedeutung und Wirkung von Gewässerschutzstreifen. VDLUFA-Schriftenreihe 28, Kongressband 1988, Teil II: 1161-1170.
- GUERRA, A. (1994): The effect of organic matter content on soil erosion in simulated rainfall experiments in W. Sussex, UK. *Soil Use and Management* 10: 60-64.
- HÄUBLER, W. (1992): Verhalten und Verbleib einiger in Mais eingesetzter Herbizide in verschiedenen Böden auf unterschiedlichen Standorten. Diss. Univ. Hohenheim. 124 S.
- HAIDER, J. (1993): Bestimmungsfaktoren für die Pflanzenschutzmittelkonzentration in Oberflächenabfluß und Bodenabtrag. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 72: 1181-1184.
- HAIDER, J. (1994): Herbizide in Oberflächenabfluß und Bodenabtrag - Feldversuche mit simuliertem Regen. Diss. TU München-Weihenstephan. 231 S.
- HALL, J. K.; MUMMA, R. G. & WATTS, D. W. (1991): Leaching and runoff losses of herbicides in a tilled and untilled field. *Agric. Ecosystems and Environ.* 37: 303-314.
- HAMAKER, J. W. & THOMPSON, J. M. (1972): Adsorption. In: Goring, C.A.I. & Hamaker, J. W. (Hrsg.): *Organic chemicals in the soil environment*: 49-143. Dekker, New York.

- HANCE, R. J. & FÜHR, F. (1994): Verhalten im Boden. In: Ökotoxikologie von Pflanzenschutzmitteln. Sachstandsbericht Deutsche Forschungsgemeinschaft 53-63, VCH Weinheim. 414 S.
- HASSEL, J.M. & RICHTER, G. (1992): Ein Vergleich deutscher und schweizerischer Regensimulatoren nach Regenstruktur und kinetischer Energie. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 155: 185-190.
- HEATHMAN, G. C.; AHUJA, L. R. & LEHMAN, O. R. (1985): The Transfer of soil surface-applied chemicals to runoff. TRANSACTIONS of the ASAE 28: 1909-1915 und 1920.
- HELFRICH, H.-P. (1996): Programm "CFIT - Nichtlineare Regression". Mathematisches Seminar der landwirtschaftlichen Fakultät der Universität Bonn.
- HURLE, K. (1981): Untersuchungen zum Abbau von Herbiziden in Böden. Acta Phytomedica 8. Parey Berlin. 120 S.
- HURLE, K. & SCHEUNERT, I. (1997): Auswirkungen des Pflanzenbewuchses auf den Wasser- und Stofftransport im Boden. In: Mathess, G. (Hrsg.): Transport und Abbauverhalten von Pflanzenschutzmitteln im Sicker- und Grundwasser. Schriftenreihe Verein Wasser-, Boden- und Lufthygiene 100: 315-317. Fischer, Stuttgart. 493 S.
- HURLE, K.; LANG, S. & HERRMANN, M. (1994): Unbeabsichtigte Einträge. In: Ökotoxikologie von Pflanzenschutzmitteln. Sachstandsbericht Deutsche Forschungsgemeinschaft: 34-52, VCH Weinheim.
- HURLE, K.; MATHES, G. & MÜLLER-WEGENER, U. (1997): Mobilität. In: Mathess, G. (Hrsg.): Transport und Abbauverhalten von Pflanzenschutzmitteln im Sicker- und Grundwasser. Schriftenreihe Verein Wasser-, Boden- und Lufthygiene 100: 336-350. Fischer, Stuttgart.
- IVA (Industrieverband Agrar e.V., 1990): Wirkstoffe in Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmitteln: Physikalisch-chemische und toxikologische Daten. BLV Verl.-Ges. München, Wien, Zürich. 478 S.
- IVA (Industrieverband Agrar e.V., 2000): Zahlen, Daten, Fakten. <http://www.iva.de>. Stand von September 2000.
- JURY, W. A. & FLÜHLER, H. (1992): Transport of chemicals through soil: mechanisms, models and field applications. Adv. Agron. 47: 141-201.
- KLIMSA, K. G. (1996): Sorption, Verlagerung und Abbau von ausgewählten Pflanzenschutzmittelwirkstoffen in Böden unterschiedlichen Stoffbestandes mit und ohne Mulch - Labor- und Freilanduntersuchungen. Bonner Bodenkundliche Abhandlungen, Bd. 18. 226 S.
- KLIMSA, K. G. & BRÜMMER, G. W. (1995): Hysterese-Phänomene bei der Ad- und Desorption von Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffen (s-Triazine und Harnstoffderivate) in Böden unterschiedlichen Stoffbestandes. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 76: 313-316.
- KLÖPPEL, H. & KÖRDEL, W. (1994): Untersuchungen zur Wirkung von Randstreifen bei runoff-Ereignissen. Tätigkeitsbericht der Fraunhofer Gesellschaft 1994, Kap. 3.7.

- KLÖPPEL, H.; KÖRDEL, W. & STEIN, B. (1997): Herbicide transport by surface runoff and herbicide retention in a filter strip - rainfall and runoff simulation studies. *Chemosphere* 35: 129-141.
- KNAUER, N. (1990): Einführung: Schutz von Gewässern durch Anlage und Pflege von Gewässerrandstreifen. *Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung* 31: 310-311.
- KOCKLÄUNER, G. (1988): *Angewandte Regressionsanalyse mit SPSS*. Vieweg, Braunschweig/Wiesbaden. 169. S.
- KÖRDEL, W.; KLÖPPEL, H. & HAIDER, J. (1993): Contamination of aquatic ecosystems by runoff events - comparison of small and large plot experiments. Brighton crop protection conference, weeds: 835-842.
- KORSAETH, A.; MÜLLER-BERGHÖFER, P.; MOLLENHAUER, K.; FISCHER, P.; BACH, M. & FREDE, H.G. (1997): Zum Einfluß organischer Bodenbedeckung auf den lateralen Transport von Isoproturon auf der Bodenoberfläche. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 160: 519-523.
- KOZAK, J.; WEBER, J. B. & SHEETS, T. J. (1983): Adsorption of Prometryn and metolachlor by selected soil organic matter fractions. *Soil Science* 136: 94-101.
- KRAUS, W. (1984): Uferstreifen an Gewässern zum Nutzen der Wasserwirtschaft, Ökologie und Landwirtschaft. *Wasser und Boden* 9: 426-429.
- KRAUSE, A.; HANCOCK, W.G.; MINARD, R.D.; FREYER, A.J.; HONEYCUTT, R.C.; LEBARON, H.M.; PAULSON, D.L.; LIU, S.-Y. & BOLAG, J.-M. (1985): Microbial transformation of the herbicide metolachlor by a soil actinomycete. *J. Agric. Food Chem* 33: 584-589.
- KREUGER, J. (1995): Monitoring of pesticides in subsurface and surface water within an agricultural catchment in southern Sweden. *Pesticide movement to water - BCPC Monograph No 62*: 81-86.
- KROMER, K.-H. & VÖHRINGER, R. (1988): Konstruktion und Bau einer Bewässerungseinrichtung. Simulation von natürlichem Regen. - Forschungsendbericht GS 1132 im Rahmen des Forschungsschwerpunktes "Umweltverträgliche und standortgerechte Landwirtschaft" an der Univ. Bonn, Institut für Landtechnik. 66 S.
- LAFLEUR, K.S. (1980): Loss of pesticides from Congaree sandy loam with time: Characterization. *Soil Science* 130: 83-87.
- LAHM, B. (1996): Untersuchungen zur Sorption und Verlagerung von Terbutylazin an verschiedenen Böden. *Hohenheimer Bodenkundliche Hefte*, Heft 32. 164 S.
- LEONARD, R. A. (1990): Movement of pesticides into surface waters. In: Cheng, H. H. (Hrsg.): *Pesticides in the soil environment: processes, impacts and modeling*. SSSA Books. Madison, Wisconsin. 530 S.
- LOWRANCE, R.; VELLIDIS, G.; WAUCHOPE, R. D.; GAY, P. & BOSCH, D. D. (1997): Herbicide transport in a managed riparian forest buffer system. *TRANSACTIONS of the ASAE* 40: 1047-1057.
- LIU, S.-Y.; FREYER, A.J.; & BOLAG, J.-M. (1991): Microbial dechlorination of the herbicide metolachlor. *J. Agric. Food Chem* 39: 631-636.

- LUA NRW (Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, 1997): Flächenhafter Eintrag in das Grundwasser. Materialien Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Nr. 39. 217 S.
- LUA NRW (Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, 1999): Gewässerschutzbezogene Zielvorgaben für Pflanzenschutzmittel - Erprobung der vorläufigen Zielvorgaben für Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel für das Schutzgut Aquatische Lebensgemeinschaft - Ergebnisse in NRW. Materialien Nr.55. 66 S.
- MACKAY, D. & STIVER, W. (1988): Predictability and environmental chemistry. In: Grover, R. (Hrsg.): Environmental chemistry of herbicides - Vol. II: 288-298. CRC Press Inc., Boca Raton, Florida.
- MAGETTE, W. L.; BRINSFIELD, R. B.; PALMER, R. E. & WOOD, J. D. (1989): Nutrient and sediment removal by vegetated filter strips. TRANSACTIONS of the ASAE 32: 663-667.
- MICHENFELDER, A. & SCHRAMM, M. (1992): Berechnungsversuche zur Bestimmung des Austrags von Pflanzenschutzmitteln auf landwirtschaftlich genutzten Flächen. Wasserwirtschaft - Wassertechnik 4: 206-211.
- MICKELSON, S. K. & BAKER, J. L. (1993): Buffer strips for controlling herbicide runoff losses. ASAE-Paper No. 93-2084, St. Joseph, Mich. 18 S.
- MILLER, J. L.; WOLLUM, A. G. & WEBER, J. B. (1997): Degradation of carbon-14-atrazin and carbon-14-metolachlor. J. Environ. Qual. 26: 633-638.
- MISRA, A. K.; BAKER, J. L.; MICKELSON, S. K. & SHANG, H. (1996): Contributing area and concentration effects on herbicide removal by vegetative buffer strips. TRANSACTIONS of the ASEA 39: 2105-2111.
- MOLLENHAUER, K. (2000): Zur Behandlung der Bodenerosion im Bodenschutzrecht des Bundes. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 92: 93-96 .
- MOTE, C. R.; TOMPKINS, F. D. & ALLISON, J. S. (1990): Residue, chemical placement, and metolachlor mobility. TRANSACTIONS of the ASAE 33: 1083-1088.
- MULL, R. & NORDMEYER, H. (1995): Pflanzenschutzmittel im Grundwasser. Springer, Berlin. 196 S.
- NELSON, J.E.; MEGGITT, W.F.; PENNER, D. (1983): Fractionation of residues of pendimethalin, trifluran, and oryzalin during degradation in soil. Weed Science 31: 68-75.
- NIEMCZYK, H. D. & KRAUSE, A. A. (1994): Behaviour and mobility of preemergent herbicides in turfgrass - a field study. J. Environ. Sci. Health. Bd. 29: 507-539.
- OBRIGAWITCH, T.; HONS, F. M.; ABERNATHY, J.R. & GIPSON, J.R. (1981): Adsorption, desorption and mobility of metolachlor in soils. Weed Science 29: 332-336.
- OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development, Hrsg.; 1993): Guideline for the testing of chemicals Vol. I, Section 1, 106: Adsorption/ Desorption. Paris. S. 1-23.
- PÄTZOLD, S. (1998): Herbizidanwendungen im Obstbau - Messung und Simulation des Abbau-, Sorptions- und Verlagerungsverhaltens von Simazin und Diuron in Lößböden. Bonner Bodenkundliche Abhandlungen, Bd. 23. 231 S.

- PÄTZOLD, S. (2002): Persönliche Mitteilung.
- PÄTZOLD, S. & BRÜMMER, G. W. (1997): Abbau-, Sorptions- und Verlagerungsverhalten des Herbizides Diuron einer obstbaulich genutzten Parabraunerde aus Löß. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 160: 165-170.
- PÄTZOLD, S. & BRÜMMER, G. W. (1999): Einfluß von Bodenfeuchte und mikrobieller Aktivität auf die Immobilisierung von Herbiziden in Böden - dargestellt am Beispiel Diuron. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 91: 457-460.
- PÄTZOLD, S. & BRÜMMER, G. W. (2003): Influence of microbial activity, soil moisture and formulating additives on herbicide immobilization in soils. J. Plant Nutr. Soil Sci. 166: 336-344.
- PANDIT, G. K.; PAL, S. & DAS, A. K. (1995): Photocatalytic degradation of Pendimethalin in the presence of Titanium dioxide. J. Agric. Food Chem. 43: 171-174.
- PATTY, L.; REAL, B. & GRIL, J.-J. (1997): The use of grassed buffer strips to remove pesticides, nitrates and soluble phosphorous compounds from runoff water. - Pestic. Sci. 49: 243-251.
- PAWLIZKI, K.-H. & KÖNIGER, M. (1986): Abbau und Persistenz von Herbiziden in Böden. Gesunde Pflanzen 38: 555-563.
- PAWLIZKI, K.-H. & RINDER, W. (1992): Rückstandsverhalten im Boden - Auswirkungen auf das Grundwasser, Luft und Nahrungspflanzen. Gesunde Pflanzen 44: 275-278.
- PERKOW, W. (1988): Wirksubstanzen der Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel. Parey, Berlin, Hamburg. Lose-Blatt-Sammlung.
- PESTEMER, W. (1985): Herbiziddynamik im Boden. In: Pflanzenschutzmittel und Boden. Eintrag und Bilanzierung - Dynamik im Boden - Besondere Stoffe - Einflüsse auf Bodenflora und Bodenfauna. Berichte über Landwirtschaft, Sonderh. 198: 69-81.
- PESTEMER, W. & NORDMEYER, H. (1990): Modelluntersuchungen mit ausgewählten Pflanzenschutzmitteln im Bodenprofil im Hinblick auf die Beurteilung einer Grundwasserbelastung. Mittlgn. aus d. Biolog. Bundesanst. für Land- und Forstwirtschaft Berlin-Dahlem. 80 S.
- PESTEMER, W.; GEISELHART, C. & KURZ, R. (1997): Langzeitsorption der Pflanzenschutzmittel In: Mathess, G. (Hrsg.): Transport und Abbauverhalten von Pflanzenschutzmitteln im Sicker- und Grundwasser. Schriftenreihe Verein Wasser-, Boden- und Lufthygiene 100: 350-352. Fischer, Stuttgart.
- PETER, C. J. & WEBER, J. B. (1985): Adsorption, mobility and efficacy of alachlor and metolachlor as influenced by soil properties. Weed Science 33: 874-881.
- PETER, M. (1987): Zur Bedeutung des Zwischenabflusses aus landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten beim Stoffeintrag in Gewässer unter besonderer Berücksichtigung des Nitrats. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 55: 951-936.
- PIGNATELLO, J. J. & HUANG, L. Q. (1991): Sorptive reversibility of atrazine and metolachlor residues in field soil samples. J. Environ. Qual. 20: 222-228.

- PLIETH, H.-E. & BÖRNER, H. (1985): Der Abbau von Pendimethalin im Boden von Gerstenkulturen unter dem Einfluß anderer Pflanzenschutzmittel und von Stroh. Z. Pfl. Krankh. PflSchutz. 92: 288-304.
- PRAKASH, N. B. & DEVI, L. S. (1998): Effect of organic matter on adsorption, desorption of Pendimethalin in soils. Pesticide Research Journal 10: 202-208.
- RADERSCHALL, R.; BEHRENDT, H.; FRIELINGHAUS, M.; PAGENKOPF, W. & WINNIGE, B. (1997a): Ein modulares Konzept zur variablen Gestaltung von Gewässerrandstreifen, 1. Teil: Grundlagen. Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung 38: 76-81.
- RADERSCHALL, R.; BEHRENDT, H.; FRIELINGHAUS, M.; PAGENKOPF, W. & WINNIGE, B. (1997b): Ein modulares Konzept zur variablen Gestaltung von Gewässerrandstreifen, 2. Teil: Anwendung in drei Einzugsgebieten Brandenburgs. Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung 38: 161-166.
- RIESS, F.; LEPSCHY, J.; HOFMANN, R.; SCHEWES, R. & MAIDL, F. X. (1995): Study of atrazine and terbuthylazine movement in soil water by the means of the suction cup method. Pesticide movement to water - BCPC Monograph No 62: 251-256.
- RITTER, G. (1965): Velbert - Heiligenhaus - Tönisheide - Kulturgeographische Entwicklung eines Niederbergischen Industrieraumes. Henn-Verlag, Ratingen. 232 S.
- SAUERBORN, P.; KLEIN, A.; BOTSCHKEK, J. & SKOWRONEK, A. (1999): Future rainfall erosivity derived from large-scale climate models - methods and scenarios for a humid region. Geoderma 93: 269-276.
- SAVAGE, K. E. & JORDAN, T. N. (1980): Persistence of three dinitroaniline herbicides on the soil surface. Weed Sci. 28: 105-110.
- SCHAUDER, H. & AUERSWALD, K. (1992): Long-term trapping efficiency of a vegetated filter strip under agricultural use. - Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 155: 489-492.
- SCHUNERT, I.; DÖRFLER, U. & SCHROLL, R. (1997): In: Mathess, G. (Hrsg.): Transport und Abbauverhalten von Pflanzenschutzmitteln im Sicker- und Grundwasser. Schriftenreihe Verein Wasser-, Boden- und Lufthygiene 100: 199-216. Fischer, Stuttgart. 493 S.
- SCHMELMER, K. (2003): Bodenerosionsprozesse, Oberflächenabfluss- und Feststoffretention von Grasfilterstreifen - Experimentelle Untersuchungen und Anwendung von Prognosemodellen. Bonner Bodenkundliche Abhandlungen, Bd. 39. 267 S.
- SHARPLEY, A. N. (1985): Depth of surface soil-runoff interaction as affected by rainfall, soil slope, and management. Soil Sci. Soc. Am. J. 49: 1010-1015.
- SINGH, S. B. & KULSHRESTHA, G. (1991): Microbial degradation of Pendimethalin. J. Environ. Sci. Health. Bd. 26: 309-321.
- SPATZ, R. (1999): Rückhaltevermögen von Pufferstreifen für pflanzenschutzmittelbelasteten Oberflächenabfluß. Diss. Univ. Hohenheim. 176 S.
- STARRETT, S. K.; CHRISTIANS, N. E. & AL AUSTIN, T. (1996): Movement of pesticides under two irrigation regimes applied to turfgrass. J. Environ. Qual. 25: 566-571.
- TRAUB-EBERHARD, U.; HENSCHEL, K.-P.; KÖRDEL, W. & KLEIN, W. (1995): Influence of different field sites on pesticide movement into subsurface drains. Pestic. Sci. 43: 121-129.

- TRUMAN, C. C.; LEONARD, R. A. & DAVIS, F. M. (1998a): Gleams-TC: a two-compartment model for simulating temperature and soil water content effects on pesticide losses. *Soil Science* 163: 362-373.
- TRUMAN, C. C.; STEINBERGER, P.; LEONARD, R. A. & KLIK, A. (1998b): Laboratory determination of water and pesticide partitioning. *Soil Science* 163: 556-569.
- TSIROPOLOUS, N. G. & MILADIS, G. E. (1998): Field persistence studies on Pendimethalin residues in onions and soil after herbicide postemergence application in onion cultivation. *J. Agric. Food Chem.* 46: 291-295.
- UBA (Umweltbundesamt, 1998): Jahresbericht 1998. 336 S.
- VISCHETTI, C.; SCARPONI, L.; ESPOSITO, A.; VIANELLO, M. & ZANIN, G. (2001): Characterisation of the structure of spatial variability for initial pesticide concentration. In: *Pesticide behaviour in soils and water. BCPC Symposium Proceedings No 78*: 295-300.
- WALTER, M. F.; STEENHUIS, T. S. & HAITH, D. A. (1979): Nonpoint source pollution control by soil and water conservation practices. *Transactions of the ASAE* 22: 834-840.
- ZHU, H. & SELIM, H. M. (2000): Hysteretic behavior of metolachlor adsorption-desorption in soils. *Soil Science* 165: 632-645.
- ZILLGENS, B. (2001): Simulation der Abflussminderung und des Nährstoffrückhaltes in Uferstreifen. *Schriftenreihe zur Bodenkunde, Landeskultur und Landschaftsökologie, Bd. 34*. Gießen. 123 S.
- ZIMDAHL, R. L. & CLARK, S. K. (1982): Degradation of three acetanilide herbicides in soil. *Weed Science* 30: 545-548.
- ZÖFEL, P. (1988): *Statistik in der Praxis*. 2. überarb. Auflage. Fischer Verlag, Stuttgart. 426 S.

10 Anhang

Tab. 48: Niederschlagsmengen in den einzelnen Wochen nach den Applikationen von Stentan und Dicuran	191
Tab. 49: Lösungskonzentrationen und Gehalte im Bodenmaterial an Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin im Laborversuch zur Bestimmung von Ad- und Desorptionsisothermen	191
Tab. 50: Parameter der Ad- und Desorptionsisothermen nach Freundlich von Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin im Laborversuch	193
Tab. 51: Parameter der Freundlich-Isothermen von Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin der Bodenproben des Feldversuchs (0-10 und 10-30 cm Tiefe) sowie der nach Beregnungen und natürlichen Niederschlägen aufgetretenen Oberflächenabflusssuspensionen	194
Tab. 52: Extrahierbare Gehalte der Bodenproben, Konzentrationen in der Bodenlösung sowie Verteilungskoeffizienten der Wirkstoffe Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin in den Bodenproben des Ackerschlagel zu verschiedenen Terminen vor und nach den Applikationen am 25.05.1998 und 24.05.1999	194
Tab. 53: Parameter der einfachen Exponentialfunktionen zur Beschreibung des Wirkstoffabbaus von Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin in der Tiefenstufe 0-10cm in den Applikationsjahren 1998 und 1999	199
Tab. 54: Extrahierbare Gehalte der Bodenproben, Konzentrationen in der Bodenlösung sowie Verteilungskoeffizienten der Wirkstoffe Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin in den Bodenproben der Grasfilterstreifen zu verschiedenen Terminen nach den Applikationen am 25.05.1998 und 24.05.1999	200
Tab. 55: Konzentrationen im Oberflächenabfluß und Gehalte im ausgetragenen Sediment von Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin sowie Chlortoluron im Anschluß an die Applikationen in den Jahren 1997 bis 1999 infolge natürlicher Niederschläge	202
Tab. 56: Wöchentliche Abflußsummen sowie mediane wöchentliche Konzentrationen von Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin im Oberflächenabfluß der Filterstreifenvarianten in der 1. bis 18. Woche nach den Applikationen am 19.05.1997, 25.05.1998 und 24.05.1999	206
Tab. 57: Niederschlags- und Abflußdaten sowie Lösungskonzentrationen und Gehalte der Sedimente an Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin in den Oberflächenabflusssuspensionen der verschiedenen Filterstreifenvarianten infolge natürlicher Niederschlagsereignisse mit einer Abflußsumme von mindestens 0,1 mm in der Variante ohne Filterstreifen	207

Tab. 58: Zunahme der Gesamtretention der Varianten Ackerrandstreifen, 6 m Grasfilterstreifen und 12 m Grasfilterstreifen gegenüber der Variante ohne Filterstreifen bei natürlichen Niederschlagsereignissen mit einer Abflußsumme von mindestens 0,1 mm sowie die durch die Verminderung der in gelöster Form ausgetragenen Wirkstoffmengen, der Abflußsumme, der Herbizidlösungskonzentrationen im Oberflächenabfluß, der in adsorbierter Form ausgetragenen Wirkstoffmengen, des Sedimentaustrags und der Herbizidgehalte in den Sedimenten bestimmten Teilgrößen der Zunahme der Gesamtretention . .	212
Tab. 59: Niederschlags- und Abflußdaten sowie Lösungskonzentrationen und Gehalte der Sedimente von Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin in den Oberflächenabflußsuspensionen der Filterstreifenvarianten infolge von Beregnungen	214
Tab. 60: Parameter zur Beschreibung der Lösungskonzentrationen von Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin im Oberflächenabfluß der Variante ohne Filterstreifen bei den im Anschluß an die <i>Stentan</i> -Applikationen am 25.05.1998 und 24.05.1999 durchgeführten Beregnungen	219
Tab. 61: Parameter zur Beschreibung der Gehalte von Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin im ausgetragenen Sediment der Variante ohne Filterstreifen bei den im Anschluß an die <i>Stentan</i> -Applikationen am 25.05.1998 und 24.05.1999 durchgeführten Beregnungen	220
Tab. 62: Zunahme der Gesamtretention der Variante 3 m Grasfilterstreifen gegenüber der Variante ohne Filterstreifen bei Beregnungen sowie die durch die Verminderung der in gelöster Form ausgetragenen Wirkstoffmengen, der Abflußsumme, der Herbizidlösungskonzentrationen im Oberflächenabfluß, der in adsorbierter Form ausgetragenen Wirkstoffmengen, des Sedimentaustrags und der Herbizidgehalte in den Sedimenten bestimmten Teilgrößen der Zunahme der Gesamtretention	220
Tab. 63: Abflußsummen sowie Lösungskonzentrationen der verschiedenen Herbizidwirkstoffe im Zwischenabfluß infolge natürlicher Niederschläge im Verlauf des Untersuchungszeitraumes	221

Tab. 48: Niederschlagsmengen in den einzelnen Wochen nach den Applikationen von Stentan (1997 bis 1999) und Dicuran (1997; mit * gekennzeichnet Angaben wurden mit Meßwerten der Wetterstation der Kläranlage in Velbert-Neviges berechnet)

Dicuran		Stentan 1997				Stentan 1998				Stentan 1999	
WnA	mm	WnA	mm	WnA	mm	WnA	mm	WnA	mm	WnA	mm
1	23	1	20 *	27	1	1	43 *	27	0	1	7
2	10	2	0 *	28	4	2	44 *	28	0	2	62
3	1	3	16 *	29	15	3	34 *	29	3	3	4
4	6	4	69 *	30	59	4	17 *	30	12 *	4	15
5	14	5	31 *	31	10	5	20 *	31	27 *	5	15
6	58	6	30 *	32	79	6	30	32	25 *	6	26
7	54	7	33	33	46	7	56	33	33 *	7	9
8	41	8	1	34	26	8	48	34	53	8	0
9	51	9	11	35	16	9	14	35	1	9	0
10	16	10	18	36	13	10	30	36	55	10	0
11	23	11	15	37	5	11	3	37	19	11	0
12	6	12	5	38	4	12	0	38	16 *	12	0
13	5	13	0	39	0	13	43	39	45 *	13	22
14	4	14	7	40	6	14	43	40	15	14	9
15	3	15	47	41	10	15	30	41	0	15	0
16	3	16	21	42	127	16	64	42	4	16	4
17	15	17	7	43	13	17	143	43	19	17	12
18	121	18	0	44	4	18	5	44	37	18	19
19	14	19	0	45	5	19	0	45	13		
20	5	20	0	46	35	20	46	46	27		
21	3	21	87	47	33	21	38	47	41		
22	38	22	11	48	19	22	61 *	48	14		
23	35	23	3	49	27	23	104 *	49	2		
24	17	24	0	50	23	24	32	50	24		
25	28	25	19	51	7	25	38	51	12		
26	19	26	14	52	0	26	0	52	13		

Tab. 49: Lösungskonzentrationen (Konz) und Gehalte im Bodenmaterial an Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin im Laborversuch zur Bestimmung von Ad- und Desorptionsisothermen (Gehalte errechnet anhand der Differenz zwischen Ausgangs- und Endkonzentrationen der zugesetzten Lösungen)

Tiefen- stufe (cm)	Ausgangs- konzentration ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Metolachlor		Terbutylazin		Pendimethalin	
		Konz ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Gehalt ($\mu\text{g kg}^{-1}$)	Konz. ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Gehalt ($\mu\text{g kg}^{-1}$)	Konz. ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Gehalt ($\mu\text{g kg}^{-1}$)
Adsorption							
0 - 30	0	0,28	n.b.	0,66	n.b.	n.n.	n.b.
0 - 30	0	0,28	n.b.	0,94	n.b.	n.n.	n.b.
0 - 30	12,5	5,01	23,0	3,69	27,0	n.n.	n.b.
0 - 30	12,5	4,82	23,6	3,58	27,4	n.n.	n.b.
0 - 30	25	9,19	48,5	7,10	54,9	0,29	75,8
0 - 30	50	19,8	92,5	15,8	105	0,46	152
0 - 30	50	19,1	94,9	15,5	106	0,44	152
0 - 30	100	42,8	175	34,0	202	0,75	304
0 - 30	100	44,7	170	34,9	200	0,94	304
0 - 30	200	92,6	330	72,6	391	1,87	608
0 - 30	200	90,9	335	71,1	395	1,46	609
0 - 30	400	198	621	150	765	3,00	1218
0 - 30	400	198	619	150	766	3,13	1217

Fortsetzung Tab. 49

Tiefen- stufe (cm)	Ausgangs- konzentration ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Metolachlor		Terbuthylazin		Pendimethalin	
		Konz ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Gehalt ($\mu\text{g kg}^{-1}$)	Konz. ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Gehalt ($\mu\text{g kg}^{-1}$)	Konz. ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Gehalt ($\mu\text{g kg}^{-1}$)
30 - 60	0	n.n.	n.b.	0,2	n.b.	n.n.	n.b.
30 - 60	0	n.n.	n.b.	0,1	n.b.	n.n.	n.b.
30 - 60	12,5	7,16	16,2	5,75	20,7	0,28	37,2
30 - 60	12,5	7,41	15,5	5,97	20,0	0,32	37,0
30 - 60	25	13,4	35,3	11,2	42,4	0,57	74,3
30 - 60	25	14,9	30,6	12,9	37,1	0,66	74,0
30 - 60	50	31,0	57,8	24,7	77,5	1,30	148
30 - 60	50	31,2	57,2	24,5	78,1	1,34	148
30 - 60	100	65,9	104	53,3	143	2,88	295
30 - 60	100	66,7	101	55,4	137	3,14	295
30 - 60	200	132	208	108	282	5,07	593
30 - 60	200	132	207	108	282	5,33	592
30 - 60	400	271	393	224	541	9,25	1188
30 - 60	400	257	434	212	575	9,17	1189
60 - 90	0	n.n.	n.b.	0,2	n.b.	n.n.	n.b.
60 - 90	0	n.n.	n.b.	0,2	n.b.	n.n.	n.b.
60 - 90	12,5	8,96	10,7	7,62	14,8	0,89	35,2
60 - 90	12,5	8,21	13,0	7,17	16,2	0,86	35,3
60 - 90	25	14,7	31,4	13,3	35,4	1,50	71,2
60 - 90	25	18,9	18,5	18,0	21,2	1,81	70,3
60 - 90	50	33,2	51,0	31,4	56,4	3,18	142
60 - 90	100	77,3	68,9	71,3	86,9	6,56	283
60 - 90	200	156	133	147	161	10,1	575
60 - 90	200	119	245	110	272	10,2	575
60 - 90	400	307	281	286	345	23,2	1142
60 - 90	400	298	310	279	367	22,2	1145
Desorption							
0 - 30	0	0,45	n.b.	0,86	n.b.	n.n.	n.b.
0 - 30	0	0,48	n.b.	0,90	n.b.	n.n.	n.b.
0 - 30	12,5	2,57	18,2	2,17	22,6	n.n.	n.u.
0 - 30	12,5	2,53	18,8	2,19	22,9	n.n.	n.u.
0 - 30	25	4,88	39,1	4,14	46,5	0,21	75,3
0 - 30	50	10,4	72,8	9,41	85,8	0,41	151
0 - 30	50	10,1	75,6	8,98	87,9	0,48	151
0 - 30	100	20,5	139	19,8	162	0,66	303
0 - 30	100	22,1	129	20,8	157	0,65	302
0 - 30	200	46,5	244	43,1	303	1,27	605
0 - 30	200	46,4	248	42,6	308	1,26	606
0 - 30	400	84,5	483	76,8	622	2,16	1213
0 - 30	400	83,6	484	76,5	623	2,10	1213
30 - 60	0	n.n.	n.b.	n.n.	n.b.	n.n.	n.b.
30 - 60	0	n.n.	n.b.	n.n.	n.b.	n.n.	n.b.
30 - 60	12,5	2,67	12,5	2,78	15,7	n.n.	n.u.
30 - 60	12,5	2,70	11,8	2,91	14,8	n.n.	n.u.
30 - 60	25	4,11	30,9	4,14	36,6	0,36	73,5
30 - 60	25	5,08	24,2	5,19	29,1	0,41	73,2
30 - 60	50	10,3	45,4	10,6	60,2	0,9	146
30 - 60	50	12,1	39,3	12,4	55,3	0,9	146

Fortsetzung Tab. 49

Tiefen- stufe (cm)	Ausgangs- konzentration ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Metolachlor		Terbuthylazin		Pendimethalin	
		Konz ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Gehalt ($\mu\text{g kg}^{-1}$)	Konz. ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Gehalt ($\mu\text{g kg}^{-1}$)	Konz. ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Gehalt ($\mu\text{g kg}^{-1}$)
30 - 60	100	22,4	75,9	23,1	105	1,98	291
30 - 60	100	17,6	88,3	19,5	111	1,75	291
30 - 60	200	49,4	138	50,6	193	4,26	583
30 - 60	200	49,1	138	49,9	196	4,04	583
30 - 60	400	92,9	275	98,0	378	7,60	1171
30 - 60	400	96,1	298	100,2	398	8,01	1170
60 - 90	0	n.n.	n.b.	n.n.	n.b.	n.n.	n.b.
60 - 90	0	n.n.	n.b.	n.n.	n.b.	n.n.	n.b.
60 - 90	12,5	2,75	7,82	2,73	11,1	0,70	33,6
60 - 90	12,5	2,92	9,11	3,03	11,3	0,63	33,9
60 - 90	25	5,59	23,3	5,59	26,6	1,20	68,5
60 - 90	25	6,52	10,2	6,81	11,5	1,58	66,6
60 - 90	50	11,9	35,1	11,4	40,8	2,55	136
60 - 90	100	23,5	44,5	22,1	63,1	5,02	272
60 - 90	200	49,4	77,9	46,8	108	9,72	552
60 - 90	200	42,4	189	42,2	211	8,92	554
60 - 90	400	91,2	191	89,0	248	19,2	1098
60 - 90	400	98,7	192	97,4	241	21,3	1094

Tab. 50: Parameter der Ad- und Desorptionsisothermen nach Freundlich von Metolachlor, Terbuthylazin und Pendimethalin im Laborversuch (Konz.-bereich = Konzentrationsbereich in $\mu\text{g l}^{-1}$; Konfidenzintervalle: 90 %)

Tiefe	Konz.-bereich		KF	Konfidenzintervall			1/n	Konfidenzintervall			n	r^2
	von	bis		von	bis	von		bis				
Metolachlor, Adsorption												
0-30	4,82	198	6,38	5,47	7,45	0,874	0,832	0,915	11	0,996		
30-60	7,16	270	2,86	2,31	3,53	0,880	0,827	0,933	12	0,993		
60-90	8,21	307	1,90	1,12	4,04	0,892	0,709	1,08	10	0,941		
Metolachlor, Desorption												
0-30	2,53	84,5	8,49	7,36	9,79	0,902	0,855	0,949	11	0,995		
30-60	2,67	96,1	6,32	4,62	8,65	0,824	0,719	0,929	12	0,968		
60-90	2,75	98,7	3,26	1,69	6,31	0,904	0,691	1,17	10	0,923		
Terbuthylazin, Adsorption												
0-30	3,58	150	8,97	8,38	9,64	0,886	0,866	0,906	11	0,999		
30-60	5,75	224	4,15	3,53	4,88	0,902	0,86	0,945	12	0,996		
60-90	7,17	286	2,7	1,40	5,35	0,866	0,704	1,029	10	0,95		
Terbuthylazin, Desorption												
0-30	2,17	76,8	11,6	10,1	13,4	0,895	0,847	0,942	11	0,995		
30-60	2,78	100	7,31	5,62	9,51	0,859	0,772	0,945	12	0,98		
60-90	2,73	89	3,92	2,13	7,06	0,923	0,724	1,122	10	0,935		
Pendimethalin, Adsorption												
0-30	0,287	3,13	362	329	399	1,06	0,934	1,19	9	0,989		
30-60	0,275	9,25	117	108	126	0,987	0,927	1,05	12	0,993		
60-90	0,857	23,2	41,2	36,9	46	1,08	1,02	1,14	10	0,995		
Pendimethalin, Desorption												
0-30	0,21	2,16	467	427	512	1,23	1,11	1,35	9	0,986		
30-60	0,358	8,01	167	158	178	0,914	0,865	0,963	10	0,996		
60-90	0,629	21,9	51,1	46,0	57,0	1,03	0,973	1,10	10	0,995		

Tab. 51: Parameter der Freundlich-Isothermen von Metolachlor (Met), Terbutylazin (Ter) und Pendimethalin (Pen) der Bodenproben des Feldversuchs (0-10 und 10-30 cm Tiefe) sowie der nach Berechnungen und natürlichen Niederschlägen aufgetretenen Oberflächenabflusssuspensionen (Konz.-bereich = Konzentrationsbereich in $\mu\text{g l}^{-1}$; Konfidenzintervalle: 90 %)

Wirkstoff	Konz.-bereich		KF	Konfidenzintervall		1/n	Konfidenzintervall		n	r^2
	von	bis		von	bis		von	bis		
Bodenproben										
Met	0,453	214	17,7	14,1	22,1	0,686	0,603	0,769	81	0,772
Ter	0,334	64,7	12,9	12,2	13,6	0,819	0,79	0,848	103	0,969
Pen	0,271	1,99	340	291	455	0,847	0,527	1,17	31	0,502
Oberflächenabflusssuspensionen										
Met	0,368	2268	38,6	31,4	47,5	0,565	0,519	0,611	196	0,754
Ter	0,454	767	28,9	23,7	35,1	0,649	0,599	0,70	205	0,763
Pen	0,474	77,2	383	312	471	1,00	0,919	1,11	188	0,644

Tab. 52: Extrahierbare Gehalte der Bodenproben, Konzentrationen in der Bodenlösung sowie Verteilungskoeffizienten (K') der Wirkstoffe Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin in den Bodenproben des Ackerschlauges zu verschiedenen Terminen vor und nach den Applikationen am 25.05.1998 und 24.05.1999 (Werte in Klammern wurden nicht in die Auswertung einbezogen, daher keine K' -Bestimmung)

Variante	Tiefenstufe	Metolachlor			Terbutylazin			Pendimethalin		
		Gehalt ($\mu\text{g kg}^{-1}$)	Konz. ($\mu\text{g l}^{-1}$)	K' (l kg^{-1})	Gehalt ($\mu\text{g kg}^{-1}$)	Konz. ($\mu\text{g l}^{-1}$)	K' (l kg^{-1})	Gehalt ($\mu\text{g kg}^{-1}$)	Konz. ($\mu\text{g l}^{-1}$)	K' (l kg^{-1})
vor der Applikation 1998										
Bp32m-a	0-10	29,8	0,64	43,4	9,18	0,68	10,5	21,5	n.n.	n.b.
Bp32m-b	0-10	32,3	0,68	44,5	7,78	0,65	9,09	21,2	n.n.	n.b.
Bp56m-a	0-10	16,2	1,19	10,7	4,00	0,65	4,35	22,5	n.n.	n.b.
Bp56m-b	0-10	(18,0)	(1,11)	n.u.	(7,19)	(0,66)	n.u.	(n.n.)	(n.n.)	n.u.
Bp77m-a	0-10	4,99	0,93	2,32	11,7	0,65	15,1	36,0	n.n.	n.b.
Bp77m-b	0-10	6,9	1,53	1,47	11,0	0,72	12,2	32,9	n.n.	n.b.
Bp32m-a	10-30	37,4	0,81	43,1	19,6	1,23	12,8	9,76	n.n.	n.b.
Bp32m-b	10-30	39,9	0,92	40,0	24,4	1,50	13,1	19,4	n.n.	n.b.
Bp56m-a	10-30	9,06	0,85	7,56	15,5	0,65	19,3	44,1	n.n.	n.b.
Bp56m-b	10-30	15,9	0,57	24,7	12,8	0,77	13,6	17,3	n.n.	n.b.
Bp77m-a	10-30	11,7	1,02	8,37	19,9	1,47	10,4	43,9	n.n.	n.b.
Bp77m-b	10-30	11,1	0,78	11,1	16,5	0,97	13,9	54,9	n.n.	n.b.
Bp32m-a	30-60	3,60	0,64	2,59	n.n.	n.b.	n.b.	n.b.	n.n.	n.b.
Bp32m-b	30-60	3,56	0,80	1,38	n.n.	n.b.	n.b.	2,75	n.n.	n.b.
Bp56m-a	30-60	n.b.	n.n.	n.b.	3,22	n.n.	n.b.	3,35	n.n.	n.b.
Bp56m-b	30-60	3,48	0,47	4,26	n.n.	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.
Bp77m-a	30-60	n.n.	n.n.	n.b.	n.b.	n.n.	n.b.	4,62	n.n.	n.b.
Bp77m-b	30-60	n.b.	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.	3,01	n.n.	n.b.
Bp32m-a	60-90	4,14	n.n.	n.b.	n.b.	n.n.	n.b.	n.n.	0,46	n.b.
Bp32m-b	60-90	19,9	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.	n.b.	0,32	n.b.
Bp56m-a	60-90	8,25	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.	n.n.	0,3	n.b.
Bp56m-b	60-90	8,00	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.	n.b.	0,25	n.b.
Bp77m-a	60-90	18,8	9,19	0,20	n.n.	n.b.	n.b.	5,33	0,58	6,05
Bp77m-b	60-90	13,5	8,38	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.	n.n.	0,20	n.b.

Fortsetzung Tab. 52

Variante	Tiefen- stufe	Metolachlor			Terbutylazin			Pendimethalin		
		Gehalt ($\mu\text{g kg}^{-1}$)	Konz. ($\mu\text{g l}^{-1}$)	K' (l kg^{-1})	Gehalt ($\mu\text{g kg}^{-1}$)	Konz. ($\mu\text{g l}^{-1}$)	K' (l kg^{-1})	Gehalt ($\mu\text{g kg}^{-1}$)	Konz. ($\mu\text{g l}^{-1}$)	K' (l kg^{-1})
2 Tage nach der Applikation 1998										
Bp32m-a	0-10	782	92,6	5,28	386	36,6	7,40	355	0,87	405
Bp32m-b	0-10	730	98,8	4,2,0	366	40,0	5,99	366	1,09	332
Bp56m-a	0-10	1142	156	4,12	553	64,6	5,38	619	1,81	339
Bp56m-b	0-10	(443)	(62,5)	n.u.	(211)	(23,8)	n.u.	(254)	(0,68)	n.u.
Bp77m-a	0-10	959	165	2,71	497	64,7	4,56	337	1,44	231
Bp77m-b	0-10	940	133	4,34	488	49,3	6,76	594	1,47	401
Bp32m-a	10-30	510	54	6,02	254	20,9	8,73	246	0,54	444
Bp32m-b	10-30	67,6	5,31	9,55	34,6	3,28	7,35	91,2	0,20	453
Bp56m-a	10-30	223	18,1	8,76	124	9,41	9,59	131	0,41	316
Bp56m-b	10-30	6,60	n.u.	n.u.	n.b.	n.u.	n.u.	12,6	n.u.	n.u.
Bp77m-a	10-30	104	10,3	6,92	63,2	5,91	7,57	41,6	n.n.	n.b.
Bp77m-b	10-30	113	10,1	8,13	63,4	5,57	8,26	69,5	n.n.	n.b.
Bp32m-a	30-60	26,1	2,12	9,19	7,42	0,97	4,55	13,4	n.n.	n.b.
Bp32m-b	30-60	24,1	3,06	4,82	13,2	1,37	5,72	22,1	n.n.	n.b.
Bp56m-a	30-60	86,3	18,8	1,34	50	10,2	1,68	66,2	0,68	94
Bp56m-b	30-60	49,8	9,21	2,30	31,3	4,49	3,91	48,4	0,21	227
Bp77m-a	30-60	53,5	10,1	2,21	34,3	4,61	4,36	43,5	0,19	226
Bp77m-b	30-60	75,1	12,3	3,05	34,6	4,97	3,90	41,5	0,19	216
Bp56m-a	60-90	36,8	8,07	1,47	15,5	4,10	0,71	12,9	0,24	50,5
Bp56m-b	60-90	57,0	10,6	2,34	22,1	4,37	2,00	20,2	0,30	64,3
Bp77m-a	60-90	40,2	3,81	6,15	8,32	1,34	3,12	4,92	0,19	22,8
Bp77m-b	60-90	24,4	2,33	3,21	9,56	1,86	2,06	5,65	n.b.	n.b.
Bp32m-a	60-90	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.
Bp32m-b	60-90	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.
16 Tage nach der Applikation 1998										
Bp32m-a	0-10	(1078)	(116)	n.u.	(715)	(56,2)	n.u.	(967)	(2,15)	n.u.
Bp32m-b	0-10	(628)	(70,7)	n.u.	(381)	(34,4)	n.u.	(452)	(0,82)	
Bp56m-a	0-10	649	88,7	4,13	405	40,3	6,85	513	1,69	300
Bp56m-b	0-10	(441)	(49,6)	n.u.	(233)	(21,2)	n.u.	(199)	(n.n.)	n.u.
Bp77m-a	0-10	(737)	(102)	n.u.	(540)	(53,0)	n.u.	(913)	(2,54)	n.u.
Bp77m-b	0-10	(1010)	(139)	n.u.	(563)	(56,5)	n.u.	(764)	(2,47)	n.u.
Bp32m-a	10-30	125	11,9	7,30	95,6	6,52	11,4	166	n.n.	n.u.
Bp32m-b	10-30	101	1,12	86,9	16,6	0,99	13,6	92,6	n.n.	n.u.
Bp56m-a	10-30	68,4	2,87	20,6	30,3	1,91	12,6	77,8	0,47	162
Bp56m-b	10-30	19,2	1,52	9,39	21,0	1,58	10,0	75,5	n.n.	n.u.
Bp77m-a	10-30	30,5	2,05	11,7	15,8	1,16	10,4	36,3	0,58	59,8
Bp77m-b	10-30	33,9	2,88	8,60	22,1	1,49	11,7	81,9	0,62	129
Bp32m-a	30-60	31,8	1,60	16,8	5,55	0,92	2,96	19,9	n.n.	n.u.
Bp32m-b	30-60	23,6	1,31	14,9	5,22	0,63	6,06	20,2	n.n.	n.u.
Bp56m-a	30-60	30,8	2,02	12,2	8,97	2,30	0,83	15,1	1,68	5,90
Bp56m-b	30-60	26,9	1,07	21,9	8,91	0,67	10,1	18,5	n.n.	n.u.
Bp77m-a	30-60	50,8	0,89	53,9	4,93	0,51	6,57	14,4	n.n.	n.u.
Bp77m-b	30-60	18,7	n.b.	n.u.	3,01	0,35	5,51	14,1	n.n.	n.u.
Bp32m-a	60-90	7,85	n.n.	n.u.	n.b.	n.n.	n.u.	13,1	n.n.	n.u.
Bp32m-b	60-90	3,82	1,09	0,57	n.b.	0,50	n.u.	14,4	0,39	33,9
Bp56m-a	60-90	n.b.	n.n.	n.u.	n.n.	n.n.	n.u.	8,25	1,39	2,93
Bp56m-b	60-90	32,9	2,31	11,0	7,10	1,17	2,89	9,42	n.n.	n.u.
Bp77m-a	60-90	13,6	0,75	15,0	n.b.	n.n.	n.u.	9,86	n.n.	n.u.
Bp77m-b	60-90	21,1	1,33	12,7	4,12	0,76	2,30	6,31	n.n.	n.u.

Fortsetzung Tab. 52

Variante	Tiefen- stufe	Metolachlor			Terbuthylazin			Pendimethalin		
		Gehalt ($\mu\text{g kg}^{-1}$)	Konz. ($\mu\text{g l}^{-1}$)	K' (l kg^{-1})	Gehalt ($\mu\text{g kg}^{-1}$)	Konz. ($\mu\text{g l}^{-1}$)	K' (l kg^{-1})	Gehalt ($\mu\text{g kg}^{-1}$)	Konz ($\mu\text{g l}^{-1}$)	K' (l kg^{-1})
149 Tage nach der Applikation 1998										
Bp32m-a	0-10	66,5	2,20	27,0	56,9	3,61	12,5	40,4	n.n.	n.u.
Bp32m-b	0-10	138	2,24	58,4	59,9	3,69	13,0	87,1	n.b.	n.u.
Bp56m-a	0-10	103	2,67	35,5	55,9	3,69	11,9	77,1	n.n.	n.u.
Bp56m-b	0-10	(67,1)	(2,43)	n.u.	(48,7)	(3,52)	n.u.	(29,5)	(n.n.)	n.u.
Bp77m-a	0-10	107	4,50	20,5	61,5	4,52	10,4	48,0	n.n.	n.u.
Bp77m-b	0-10	131	2,61	46,8	87,5	6,07	11,2	84,5	n.b.	n.u.
Bp32m-a	10-30	56,3	n.n.	n.u.	n.n.	n.b.	n.u.	14,0	n.n.	n.u.
Bp32m-b	10-30	60,3	n.b.	n.u.	7,19	0,37	16,0	4,40	n.n.	n.u.
Bp56m-a	10-30	74,9	n.n.	n.u.	12,8	0,35	33,7	22,3	n.n.	n.u.
Bp56m-b	10-30	80,3	n.b.	n.u.	9,48	0,69	10,5	17,5	n.n.	n.u.
Bp77m-a	10-30	52,4	n.b.	n.u.	6,91	0,36	16,2	24,6	n.n.	n.u.
Bp77m-b	10-30	60,6	n.n.	n.u.	3,93	n.n.	n.u.	19,5	n.n.	n.u.
Bp32m-a	30-60	6,15	n.n.	n.u.	n.n.	n.n.	n.u.	5,31	n.n.	n.u.
Bp32m-b	30-60	8,04	n.n.	n.u.	n.n.	n.n.	n.u.	3,27	n.n.	n.u.
Bp56m-a	30-60	58,1	n.n.	n.u.	n.n.	n.n.	n.u.	3,57	n.n.	n.u.
Bp56m-b	30-60	71,0	n.b.	n.u.	n.n.	n.n.	n.u.	4,83	n.n.	n.u.
Bp77m-a	30-60	66,1	n.b.	n.u.	n.n.	n.n.	n.u.	5,03	n.n.	n.u.
Bp77m-b	30-60	47,6	n.b.	n.u.	n.n.	n.b.	n.u.	8,41	n.n.	n.u.
Bp32m-a	60-90	36,7	n.b.	n.u.	n.n.	n.b.	n.u.	n.b.	n.n.	n.u.
Bp32m-b	60-90	41,2	n.n.	n.u.	n.n.	n.n.	n.u.	n.b.	n.n.	n.u.
Bp56m-a	60-90	40,8	n.n.	n.u.	n.n.	n.n.	n.u.	3,85	n.n.	n.u.
Bp56m-b	60-90	55,8	n.n.	n.u.	n.n.	n.n.	n.u.	4,21	n.n.	n.u.
Bp77m-a	60-90	5,60	n.n.	n.u.	n.n.	n.b.	n.u.	n.n.	n.n.	n.u.
Bp77m-b	60-90	8,90	n.b.	n.u.	n.b.	0,29	n.u.	8,41	n.n.	n.u.
288 Tage nach der Applikation 1998										
Bp32m-a	0-10	(116)	(2,01)	n.u.	(90,8)	(5,38)	n.u.	(237)	(0,39)	n.u.
Bp32m-b	0-10	104	0,92	110	28,5	2,02	10,8	57,8	n.n.	n.u.
Bp56m-a	0-10	59,9	0,45	129	27,5	1,77	12,3	50,5	n.b.	n.u.
Bp56m-b	0-10	(85,9)	(1,70)	n.u.	(93,0)	(6,49)	n.u.	(190)	(0,33)	n.u.
Bp77m-a	0-10	63,4	0,55	113	28,4	1,88	11,9	54,6	n.n.	n.u.
Bp77m-b	0-10	78,1	1,12	66,6	48,2	3,06	12,5	65,8	n.n.	n.u.
Bp32m-a	10-30	71,6	n.b.	n.u.	5,46	0,34	13,0	30,8	n.n.	n.u.
Bp32m-b	10-30	72,0	n.b.	n.u.	7,09	0,36	16,5	30,7	n.n.	n.u.
Bp56m-a	10-30	61,6	n.n.	n.u.	5,57	0,32	14,3	45,7	n.n.	n.u.
Bp56m-b	10-30	69,8	n.b.	n.u.	9,32	0,61	11,9	41,3	n.n.	n.u.
Bp77m-a	10-30	36,4	n.n.	n.u.	3,79	n.b.	n.u.	21,6	n.n.	n.u.
Bp77m-b	10-30	24,0	n.n.	n.u.	7,97	0,51	12,5	33,2	n.n.	n.u.
Bp32m-a	30-60	65,4	n.n.	n.u.	n.n.	n.b.	n.u.	7,13	n.n.	n.u.
Bp32m-b	30-60	37,1	n.n.	n.u.	n.n.	n.n.	n.u.	11,3	n.n.	n.u.
Bp56m-a	30-60	27,1	n.n.	n.u.	n.n.	n.b.	n.u.	8,19	n.n.	n.u.
Bp56m-b	30-60	64,8	n.n.	n.u.	n.n.	n.b.	n.u.	6,24	n.n.	n.u.
Bp77m-a	30-60	36,1	n.n.	n.u.	n.n.	n.n.	n.u.	7,90	n.n.	n.u.
Bp77m-b	30-60	58,9	n.n.	n.u.	n.n.	n.n.	n.u.	9,75	n.n.	n.u.
Bp32m-a	60-90	39,9	n.n.	n.u.	n.n.	n.b.	n.u.	5,25	n.n.	n.u.
Bp32m-b	60-90	25,8	n.n.	n.u.	n.n.	n.n.	n.u.	6,99	n.n.	n.u.
Bp56m-a	60-90	33,3	n.n.	n.u.	n.n.	n.n.	n.u.	7,83	n.n.	n.u.
Bp56m-b	60-90	32,8	n.n.	n.u.	n.n.	n.b.	n.u.	7,56	n.n.	n.u.
Bp77m-a	60-90	71,2	n.n.	n.u.	n.n.	n.n.	n.u.	3,81	n.n.	n.u.
Bp77m-b	60-90	62,9	n.n.	n.u.	n.n.	n.n.	n.u.	2,81	n.n.	n.u.

Fortsetzung Tab. 52

Variante	Tiefen- stufe	Metolachlor			Terbutylazin			Pendimethalin		
		Gehalt ($\mu\text{g kg}^{-1}$)	Konz. ($\mu\text{g l}^{-1}$)	K' (l kg^{-1})	Gehalt ($\mu\text{g kg}^{-1}$)	Konz. ($\mu\text{g l}^{-1}$)	K' (l kg^{-1})	Gehalt ($\mu\text{g kg}^{-1}$)	Konz. ($\mu\text{g l}^{-1}$)	K' (l kg^{-1})
vor der Applikation 1999										
Bp32m-a	0-10	8,72	n.b.	n.u.	7,38	0,34	18,8	10,2	n.n.	n.u.
Bp32m-b	0-10	16,0	n.n.	n.u.	6,88	0,40	13,9	9,52	n.n.	n.u.
Bp56m-a	0-10	4,18	n.n.	n.u.	6,37	0,40	12,7	4,98	n.n.	n.u.
Bp56m-b	0-10	n.b.	n.n.	n.u.	7,86	0,48	13,2	5,54	n.n.	n.u.
Bp77m-a	0-10	4,88	n.n.	n.u.	7,91	0,38	17,5	6,51	n.n.	n.u.
Bp77m-b	0-10	5,52	n.n.	n.u.	7,61	0,33	19,6	6,56	n.n.	n.u.
Bp32m-a	10-30	20,3	1,25	13,0	30,0	1,80	13,4	55,9	n.b.	n.u.
Bp32m-b	10-30	16,9	1,03	13,2	14,7	1,41	7,27	23,7	n.b.	n.u.
Bp56m-a	10-30	26,7	n.b.	n.u.	19,7	1,14	14,2	34,4	n.n.	n.u.
Bp56m-b	10-30	25,3	n.b.	n.u.	29,6	1,72	14,0	87,5	n.b.	n.u.
Bp77m-a	10-30	23,5	0,77	27,4	29,7	1,41	17,9	44,4	n.b.	n.u.
Bp77m-b	10-30	16,7	n.b.	n.u.	12,8	0,88	11,5	13,6	n.n.	n.u.
Bp32m-a	30-60	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.
Bp32m-b	30-60	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.
Bp56m-a	30-60	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.
Bp56m-b	30-60	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.
Bp77m-a	30-60	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.
Bp77m-b	30-60	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.
Bp32m-a	60-90	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.
Bp32m-b	60-90	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.
Bp56m-a	60-90	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.
Bp56m-b	60-90	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.
Bp77m-a	60-90	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.
Bp77m-b	60-90	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.
2 Tage nach der Applikation 1999										
Bp32m-a	0-10	844	113	4,47	415	41,5	6,97	493	0,86	573
Bp32m-b	0-10	(1397)	(184)	n.u.	(642)	(62,1)	n.u.	(806)	(1,23)	n.u.
Bp56m-a	0-10	817	98,8	5,41	421	35,5	8,99	582	1,01	571
Bp56m-b	0-10	997	146	3,84	419	50,1	5,41	584	1,41	413
Bp77m-a	0-10	1100	173	3,39	501	60	5,38	640	1,99	319
Bp77m-b	0-10	(258)	(34,3)	n.u.	(117)	(11,7)	n.u.	(99,3)	(0,48)	n.u.
Bp32m-a	10-30	20,2	2,28	5,76	42,1	2,33	15,0	56,1	n.n.	n.u.
Bp32m-b	10-30	18,8	2,17	5,60	28,9	2,00	11,4	37,2	n.n.	n.u.
Bp56m-a	10-30	19,1	1,69	8,22	29,5	1,74	13,9	47,2	n.n.	n.u.
Bp56m-b	10-30	17,6	2,11	5,28	29,3	2,08	11,0	24,2	n.n.	n.u.
Bp77m-a	10-30	49,1	5,78	5,43	35,9	2,89	9,39	54,9	n.b.	n.u.
Bp77m-b	10-30	36,7	3,75	6,72	41,8	3,28	9,70	51,7	n.n.	n.u.
Bp32m-a	30-60	142	25,6	2,51	71,1	10,3	3,89	77,7	0,46	167
Bp32m-b	30-60	67,6	11,0	3,05	36,2	4,71	4,61	47,3	0,42	109
Bp56m-a	30-60	89,8	16,8	2,31	44,3	7,02	3,30	51,9	0,49	104
Bp56m-b	30-60	82,4	15,9	2,11	42,3	6,64	3,30	43,6	0,36	120
Bp77m-a	30-60	154	24,2	3,31	76,1	9,71	4,76	86,3	0,70	120
Bp77m-b	30-60	84,8	16,2	2,19	44,6	7,03	3,28	45,4	0,36	122
Bp32m-a	60-90	32,8	7,72	1,30	16,8	3,19	2,30	30,4	0,25	121
Bp32m-b	60-90	89,6	18,3	1,84	40,4	7,73	2,19	38,5	0,49	76,2
Bp56m-a	60-90	51,4	12,9	1,05	29,1	6,01	1,90	35,3	0,48	71,3
Bp56m-b	60-90	89,4	22,2	0,99	38,7	8,74	1,40	53,0	0,80	63,5
Bp77m-a	60-90	47,0	8,61	2,37	22,7	4,04	2,52	21,2	0,20	103
Bp77m-b	60-90	99,0	21,1	1,60	49,3	9,03	2,36	47,2	0,45	101

Fortsetzung Tab. 52

Variante	Tiefen- stufe	Metolachlor			Terbutylazin			Pendimethalin		
		Gehalt ($\mu\text{g kg}^{-1}$)	Konz. ($\mu\text{g l}^{-1}$)	K' (l kg^{-1})	Gehalt ($\mu\text{g kg}^{-1}$)	Konz. ($\mu\text{g l}^{-1}$)	K' (l kg^{-1})	Gehalt ($\mu\text{g kg}^{-1}$)	Konz. ($\mu\text{g l}^{-1}$)	K' (l kg^{-1})
9 Tage nach der Applikation 1999										
Bp32m-a	0-10	675	110	3,15	2749	34,1	5,06	445	0,94	472
Bp32m-b	0-10	806	148	2,49	332	45,1	4,40	449	1,22	365
Bp56m-a	0-10	(235)	(35,2)	n.u.	(95,5)	(10,5)	n.u.	(128)	(0,32)	n.u.
Bp56m-b	0-10	846	122	4,01	324	33,9	6,61	421	0,86	489
Bp77m-a	0-10	1320	177	4,54	465	47,8	6,83	732	1,63	446
Bp77m-b	0-10	1364	214	3,47	483	57,6	5,49	735	1,82	402
Bp32m-a	10-30	36,1	1,47	21,5	32,6	1,84	14,7	60,7	n.b.	n.u.
Bp32m-b	10-30	30,2	2,42	9,47	26,5	1,72	12,3	40,1	n.n.	n.u.
Bp56m-a	10-30	104	11,5	5,99	55,3	4,26	9,93	48,8	n.b.	n.u.
Bp56m-b	10-30	23,6	1,70	10,8	20,5	1,33	12,3	31,6	n.b.	n.u.
Bp77m-a	10-30	7,80	0,81	6,55	13,2	0,84	12,6	24,5	n.n.	n.u.
Bp77m-b	10-30	43,5	4,89	5,86	38,9	3,20	9,10	66,0	n.n.	n.u.
Bp32m-a	30-60	18,0	3,52	2,10	10,2	1,34	4,64	14,9	0,23	61,9
Bp32m-b	30-60	90,7	16,6	2,42	43,4	5,84	4,4	34,1	0,25	133
Bp56m-a	30-60	122	20,5	2,96	53,7	7,05	4,63	56,2	0,40	138
Bp56m-b	30-60	28,3	5,08	2,53	12,3	1,81	3,76	15,5	0,17	87,5
Bp77m-a	30-60	16,7	2,58	3,38	5,21	0,70	4,33	3,02	n.n.	n.u.
Bp77m-b	30-60	36,3	6,72	2,31	18,0	2,55	3,96	16,4	0,21	75,2
Bp32m-a	60-90	6,59	1,32	2,04	2,85	0,54	2,32	2,61	n.n.	n.u.
Bp32m-b	60-90	80,7	14,3	2,64	32,6	5,58	2,82	40,7	0,59	65,7
Bp56m-a	60-90	62,5	12,7	1,95	24,7	4,97	2,01	34,1	0,36	91,5
Bp56m-b	60-90	29,0	6,23	1,61	10,5	2,03	2,11	14,5	0,31	44,3
Bp77m-a	60-90	8,90	2,20	0,97	4,43	0,83	2,24	3,54	n.n.	n.u.
Bp77m-b	60-90	42,5	8,90	1,65	18,8	3,23	2,7	28,7	0,26	106
24 Tage nach der Applikation 1999										
Bp32m-a	0-10	587	63,6	6,28	166	15,2	7,99	290	0,47	611
Bp32m-b	0-10	874	88,5	6,93	289	25,3	8,48	424	0,73	574
Bp56m-a	0-10	398	47,0	5,52	134	13,7	6,88	288	0,40	711
Bp56m-b	0-10	332	42,2	4,95	110	12,1	6,18	277	0,60	462
Bp77m-a	0-10	660	96,6	3,9	186	19,7	6,50	248	0,48	514
Bp77m-b	0-10	668	96,5	4,02	216	24,3	5,97	302	0,51	593
Bp32m-a	10-30	10,1	0,74	10,6	9,08	0,92	6,82	17,9	n.n.	n.u.
Bp32m-b	10-30	10,4	0,95	7,83	14,4	0,81	14,6	18,2	n.n.	n.u.
Bp56m-a	10-30	9,3	0,76	9,12	14,2	0,87	13,3	17,2	n.n.	n.u.
Bp56m-b	10-30	19,0	2,16	5,78	25,6	1,84	10,9	21,3	n.n.	n.u.
Bp77m-a	10-30	17,5	1,14	12,4	29,9	1,53	16,5	27,8	n.b.	n.u.
Bp77m-b	10-30	37,9	3,01	9,54	44,3	3,11	11,2	45,8	n.n.	n.u.
Bp32m-a	30-60	36,1	5,87	3,10	14,4	2,01	4,12	14,6	n.n.	n.u.
Bp32m-b	30-60	29,6	5,21	2,62	15,2	2,14	4,05	17,0	n.n.	n.u.
Bp56m-a	30-60	13,2	2,36	2,54	7,32	1,06	3,88	10,5	n.n.	n.u.
Bp56m-b	30-60	10,9	1,76	3,14	4,23	0,64	3,53	9,03	n.n.	n.u.
Bp77m-a	30-60	6,88	1,03	3,63	3,35	0,51	3,52	4,02	n.n.	n.u.
Bp77m-b	30-60	13,0	2,10	3,11	5,95	0,76	4,74	10,3	n.n.	n.u.
Bp32m-a	60-90	30,3	6,62	1,60	10,4	2,37	1,44	25,6	0,19	133
Bp32m-b	60-90	15,0	2,64	2,63	5,33	0,87	3,05	19,4	n.b.	n.u.
Bp56m-a	60-90	11,5	1,96	2,87	3,80	0,72	2,30	12,7	n.n.	n.u.
Bp56m-b	60-90	23,8	4,82	1,90	5,90	1,27	1,62	12,0	n.n.	n.u.
Bp77m-a	60-90	7,30	1,05	3,95	n.b.	0,36	n.u.	18,9	n.n.	n.u.
Bp77m-b	60-90	5,90	1,06	2,48	n.b.	0,45	n.u.	6,22	n.n.	n.u.

Fortsetzung Tab. 52

Variante	Tiefenstufe	Metolachlor			Terbutylazin			Pendimethalin		
		Gehalt ($\mu\text{g kg}^{-1}$)	Konz. ($\mu\text{g l}^{-1}$)	K' (l kg^{-1})	Gehalt ($\mu\text{g kg}^{-1}$)	Konz. ($\mu\text{g l}^{-1}$)	K' (l kg^{-1})	Gehalt ($\mu\text{g kg}^{-1}$)	Konz. ($\mu\text{g l}^{-1}$)	K' (l kg^{-1})
126 Tage nach der Applikation 1999										
Bp32m-a	0-10	200	17,8	8,25	174	13,1	10,3	223	0,52	425
Bp32m-b	0-10	174	13,4	9,98	157	10,9	11,5	149	0,35	418
Bp56m-a	0-10	164	14,4	8,45	104	7,51	10,9	149	0,34	438
Bp56m-b	0-10	209	19,9	7,53	204	14,9	10,7	181	0,27	663
Bp77m-a	0-10	220	19,5	8,30	129	10,1	9,82	172	0,32	542
Bp77m-b	0-10	283	28,7	6,90	158	11,9	10,3	260	0,63	411
Bp32m-a	10-30	9,33	n.b.	n.u.	8,96	0,50	15,0	5,15	n.n.	n.u.
Bp32m-b	10-30	17,8	0,58	27,8	18,2	0,92	16,8	23,0	n.n.	n.u.
Bp56m-a	10-30	17,0	n.b.	n.u.	9,65	0,56	14,4	12,4	n.n.	n.u.
Bp56m-b	10-30	5,91	n.n.	n.u.	7,84	0,42	15,8	5,89	n.n.	n.u.
Bp77m-a	10-30	12,3	n.b.	n.u.	9,98	0,59	13,8	10,4	n.n.	n.u.
Bp77m-b	10-30	10,8	0,46	20,5	12,6	0,74	13,9	14,9	n.n.	n.u.
Bp32m-a	30-60	12,1	1,60	4,64	9,32	1,15	5,15	15,1	n.n.	n.u.
Bp32m-b	30-60	7,86	0,87	6,06	3,43	0,41	5,53	6,04	n.n.	n.u.
Bp56m-a	30-60	n.n.	n.n.	n.u.	n.n.	n.b.	n.u.	7,11	n.n.	n.u.
Bp56m-b	30-60	n.n.	n.n.	n.u.	n.n.	n.b.	n.u.	2,91	n.n.	n.u.
Bp77m-a	30-60	7,65	n.b.	n.u.	n.n.	n.n.	n.u.	n.n.	n.n.	n.u.
Bp77m-b	30-60	n.n.	n.b.	n.u.	n.n.	n.n.	n.u.	n.n.	n.n.	n.u.
Bp32m-a	60-90	n.b.	0,99	n.u.	n.n.	n.b.	n.u.	4,17	n.n.	n.u.
Bp32m-b	60-90	n.n.	0,66	n.u.	n.n.	n.b.	n.u.	4,20	n.n.	n.u.
Bp56m-a	60-90	n.b.	0,67	n.u.	n.n.	n.n.	n.u.	3,17	n.n.	n.u.
Bp56m-b	60-90	n.n.	n.n.	n.u.	n.n.	n.n.	n.u.	n.n.	n.n.	n.u.
Bp77m-a	60-90	n.n.	n.n.	n.u.	n.n.	n.n.	n.u.	n.n.	n.n.	n.u.
Bp77m-b	60-90	n.n.	0,45	n.u.	n.n.	n.n.	n.u.	n.n.	n.n.	n.u.

Tab. 53: Parameter der einfachen Exponentialfunktionen zur Beschreibung des Wirkstoffabbaus von Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin in der Tiefenstufe 0-10cm in den Applikationsjahren 1998 und 1999 (C_0 in $\mu\text{g kg}^{-1}$; Konfidenzintervalle: 90%; TnA = Tage nach Applikation)

Applikationsjahr	C_0	Konfidenzintervall von bis		k (1/TnA)	Konfidenzintervall von bis		n	r^2
Metolachlor								
1998 und 1999	970	870	1069	0,0143	0,0091	0,0194	36	0,825
1998	922	824	1012	0,0149	0,0085	0,0199	15	0,943
1999	1003	833	1174	0,0151	0,0065	0,0237	21	0,702
Terbutylazin								
1998 und 1999	415	368	463	0,0125	0,0077	0,0174	36	0,762
1998	472	428	517	0,0126	0,0086	0,0167	15	0,953
1999	375	304	444	0,0101	0,0036	0,0167	21	0,501
Pendimethalin								
1998 und 1999	522	464	581	0,0108	0,0068	0,0147	36	0,759
1998	481	397	565	0,0113	0,0051	0,0175	15	0,846
1999	544	458	631	0,0109	0,0049	0,0168	21	0,623

Tab. 54: Extrahierbare Gehalte der Bodenproben, Konzentrationen in der Bodenlösung sowie Verteilungskoeffizienten (K') der Wirkstoffe Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin in den Bodenproben der Grasfilterstreifen zu verschiedenen Terminen nach den Applikationen am 25.05.1998 und 24.05.1999

Variante	Tiefenstufe	Metolachlor			Terbutylazin			Pendimethalin		
		Gehalt ($\mu\text{g kg}^{-1}$)	Konz. ($\mu\text{g l}^{-1}$)	K' (l kg^{-1})	Gehalt ($\mu\text{g kg}^{-1}$)	Konz. ($\mu\text{g l}^{-1}$)	K' (l kg^{-1})	Gehalt ($\mu\text{g kg}^{-1}$)	Konz. ($\mu\text{g l}^{-1}$)	K' (l kg^{-1})
2 Tage nach der Applikation 1998										
BpGF12m	0-10	8,14	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.	20,5	n.n.	n.b.
BpGF6m	0-10	4,45	n.n.	n.b.	n.b.	n.n.	n.b.	22,7	n.n.	n.b.
BpGF12m	10-30	3,47	0,74	1,74	n.n.	n.n.	n.b.	17,8	n.n.	n.b.
BpGF6m	10-30	n.b.	n.b.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.	16,5	n.n.	n.b.
BpGF12m	30-60	8,72	n.n.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	5,74	n.n.	n.b.
BpGF6m	30-60	n.n.	n.n.	n.b.	n.b.	n.n.	n.b.	6,91	n.n.	n.b.
BpGF12m	60-90	9,57	0,76	10,2	n.n.	n.b.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.
BpGF6m	60-90	8,55	0,60	11,2	n.n.	n.b.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.
16 Tage nach der Applikation 1998										
BpGF12m	0-10	20,3	0,75	23,9	n.n.	n.b.	n.b.	18,0	n.n.	n.b.
BpGF6m	0-10	20,7	n.b.	n.b.	n.n.	n.b.	n.b.	16,6	n.n.	n.b.
BpGF12m	10-30	3,77	n.b.	n.b.	n.n.	n.b.	n.b.	17,0	n.n.	n.b.
BpGF6m	10-30	3,24	0,64	0,48	n.n.	n.n.	n.b.	22,6	n.n.	n.b.
BpGF12m	30-60	48,5	n.n.	n.b.	n.n.	n.b.	n.b.	14,8	n.n.	n.b.
BpGF6m	30-60	34,4	n.b.	n.b.	n.n.	n.b.	n.b.	12,6	n.n.	n.b.
BpGF12m	60-90	36,8	n.n.	n.b.	8,73	n.n.	n.b.	30,4	n.n.	n.b.
BpGF6m	60-90	41,4	n.n.	n.b.	34,3	n.n.	n.b.	62,1	n.n.	n.b.
149 Tage nach der Applikation 1998										
BpGF12m	0-10	44,8	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.	17,8	n.n.	n.b.
BpGF6m	0-10	72,3	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.	13,2	n.n.	n.b.
BpGF12m	10-30	24,0	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.	9,89	n.n.	n.b.
BpGF6m	10-30	37,0	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.	9,00	n.n.	n.b.
BpGF12m	30-60	58,8	n.n.	n.b.	n.n.	n.b.	n.b.	3,75	n.n.	n.b.
BpGF6m	30-60	68,9	n.n.	n.b.	n.n.	n.b.	n.b.	4,57	n.n.	n.b.
BpGF12m	60-90	13,7	n.n.	n.b.	n.n.	n.b.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.
BpGF6m	60-90	3,40	n.n.	n.b.	n.n.	n.b.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.
288 Tage nach der Applikation										
BpGF12m	0-10	22,8	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.
BpGF6m	0-10	95,6	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.	25,1	n.n.	n.b.
BpGF12m	10-30	73,7	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.	28,5	n.n.	n.b.
BpGF6m	10-30	56,2	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.	15,6	n.n.	n.b.
BpGF12m	30-60	27,4	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.	9,82	n.n.	n.b.
BpGF6m	30-60	33,6	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.	8,71	n.n.	n.b.
BpGF12m	60-90	80,8	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.	6,68	n.n.	n.b.
BpGF6m	60-90	46,8	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.	5,85	n.n.	n.b.

Fortsetzung Tab. 54

Variante	Tiefen- stufe	Metolachlor			Terbuthylazin			Pendimethalin		
		Gehalt ($\mu\text{g kg}^{-1}$)	Konz. ($\mu\text{g l}^{-1}$)	K' (l kg^{-1})	Gehalt ($\mu\text{g kg}^{-1}$)	Konz. ($\mu\text{g l}^{-1}$)	K' (l kg^{-1})	Gehalt ($\mu\text{g kg}^{-1}$)	Konz. ($\mu\text{g l}^{-1}$)	K' (l kg^{-1})
2 Tage nach der Applikation 1999										
BpGF12m	0-10	n.b.	0,67	n.b.	n.n.	0,31	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.
BpGF6m	0-10	3,39	n.b.	n.b.	n.n.	n.b.	n.b.	n.b.	n.n.	n.b.
BpGF12m	10-30	17,0	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.	n.b.	n.n.	n.b.
BpGF6m	10-30	29,5	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.
BpGF12m	30-60	n.n.	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.
BpGF6m	30-60	3,18	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.
BpGF12m	60-90	n.n.	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.
BpGF6m	60-90	n.n.	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.
9 Tage nach der Applikation 1999										
BpGF12m	0-10	n.b.	0,54	n.b.	n.n.	0,29	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.
BpGF6m	0-10	3,36	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.	n.b.	n.n.	n.b.
BpGF12m	10-30	3,59	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.	2,41	n.n.	n.b.
BpGF6m	10-30	14,0	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.	2,42	n.n.	n.b.
BpGF12m	30-60	n.n.	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.
BpGF6m	30-60	n.b.	n.b.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.
BpGF12m	60-90	n.n.	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.
BpGF6m	60-90	n.n.	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.
24 Tage nach der Applikation 1999										
BpGF12m	0-10	9,94	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.
BpGF6m	0-10	10,2	0,59	14,3	4,03	0,31	9,90	n.n.	n.n.	n.b.
BpGF12m	10-30	8,02	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.
BpGF6m	10-30	4,14	n.b.	n.b.	3,21	0,44	4,19	n.n.	n.n.	n.b.
BpGF12m	30-60	n.n.	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.
BpGF6m	30-60	n.n.	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.
BpGF12m	60-90	n.n.	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.
BpGF6m	60-90	n.n.	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.
126 Tage nach der Applikation 1999										
BpGF12m	0-10	3,03	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.	3,09	n.n.	n.b.
BpGF6m	0-10	3,79	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.	2,92	n.n.	n.b.
BpGF12m	10-30	n.b.	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.
BpGF6m	10-30	3,62	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.
BpGF12m	30-60	3,38	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.
BpGF6m	30-60	n.b.	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.
BpGF12m	60-90	n.n.	n.b.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.
BpGF6m	60-90	n.n.	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.	n.b.

Tab. 55: Konzentrationen im Oberflächenabfluß ($\mu\text{g l}^{-1}$) und Gehalte im ausgetragenen Sediment ($\mu\text{g kg}^{-1}$) von Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin (Präparat: *Stentan*) sowie Chlortoluron (Präparat: *Dicuran*) im Anschluß an die Applikationen in den Jahren 1997 bis 1999 infolge natürlicher Niederschläge (TnA = Tage nach Applikation, Prb = Probenahme, E = Einzelprobe mit automatischer Probenahme, S = Sammelprobe; n.u. = nicht untersucht, n.n. = nicht nachweisbar, n.b. = nicht bestimmbar; Konzentrationen und Gehalte als Mittelwerte aus 1 bis 16 Einzelwerten)

Datum	TnA	TnA	Variante	Prb	Chlortoluron		Metolachlor		Terbutylazin		Pendimethalin	
	<i>Stentan</i>	<i>Dicuran</i>			($\mu\text{g l}^{-1}$)	($\mu\text{g kg}^{-1}$)	($\mu\text{g l}^{-1}$)	($\mu\text{g kg}^{-1}$)	($\mu\text{g l}^{-1}$)	($\mu\text{g kg}^{-1}$)	($\mu\text{g l}^{-1}$)	($\mu\text{g kg}^{-1}$)
Stentan-Applikation am 19.05.1997												
20.05.97	1		oF	E	n.u.	n.u.	8,30	n.u.	15,9	n.u.	1,70	n.u.
20.05.97	1		GF12m	E	n.u.	n.u.	n.n.	n.u.	0,68	n.u.	n.n.	n.u.
21.05.97	2		GF12m	E	n.u.	n.u.	20,9	n.u.	4,98	n.u.	n.b.	n.u.
22.05.97	3		GF12m	E	n.u.	n.u.	10,0	n.u.	1,54	n.u.	n.n.	n.u.
07.06.97	19		GF12m	E	n.u.	n.u.	2,40	n.u.	1,33	n.u.	n.n.	n.u.
11.06.97	23		oF	E	n.u.	n.u.	15,8	126	2,93	104	n.n.	100
11.06.97	23		ARS	E	n.u.	n.u.	1,29	n.n.	1,08	12,6	n.b.	50,0
11.06.97	23		GF6m	E	n.u.	n.u.	1,87	n.u.	1,43	n.u.	n.n.	n.u.
11.06.97	23		GF12m	E	n.u.	n.u.	1,95	n.u.	0,58	n.u.	n.n.	n.u.
14.06.97	26		oF	E	n.u.	n.u.	4,11	33,5	1,43	54,9	1,21	147
14.06.97	26		ARS	E	n.u.	n.u.	0,42	23,4	n.b.	66,2	n.b.	n.b.
14.06.97	26		GF6m	E	n.u.	n.u.	0,53	n.u.	0,67	n.u.	n.n.	n.u.
14.06.97	26		GF12m	E	n.u.	n.u.	0,46	104	n.n.	86,0	n.n.	n.b.
16.06.97	28		oF	S	n.u.	n.u.	62,0	225	74,1	185	1,65	768
21.06.97	33		oF	E	n.u.	n.u.	23,6	114	41,8	50,7	2,13	516
21.06.97	33		ARS	E	n.u.	n.u.	0,57	n.n.	0,59	16,4	n.n.	n.n.
21.06.97	33		GF12m	E	n.u.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
23.06.97	35		ARS	E	n.u.	n.u.	0,57	n.u.	0,56	n.u.	n.n.	n.u.
23.06.97	35		GF12m	E	n.u.	n.u.	0,38	n.u.	0,45	n.u.	n.n.	n.u.
26.06.97	38		GF12m	E	n.u.	n.u.	n.b.	n.u.	n.b.	n.u.	n.n.	n.u.
26.06.97	38		GF12m	S	n.u.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
30.06.97	42		oF	E	n.u.	n.u.	5,32	36,3	6,59	55,6	n.n.	78,6
30.06.97	42		ARS	E	n.u.	n.u.	n.b.	n.b.	n.n.	11,8	n.n.	65,6
30.06.97	42		GF12m	E	n.u.	n.u.	n.b.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
25.07.97	67		GF12m	E	n.u.	n.u.	n.n.	n.u.	n.b.	n.u.	n.n.	n.u.
01.08.97	74		GF12m	E	n.u.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
04.08.97	77		GF12m	E	n.u.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
25.08.97	98		GF12m	E	n.u.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
27.08.97	100		GF12m	E	n.u.	n.u.	n.b.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
28.08.97	101		oF	E	n.u.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
28.08.97	101		GF12m	E	n.u.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
02.09.97	106		GF12m	E	n.u.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
07.09.97	111		GF12m	E	n.u.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
13.09.97	117		GF12m	E	n.u.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
10.10.97	144		GF12m	E	n.u.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
13.10.97	147		oF	S	n.u.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
13.10.97	147		ARS	S	n.u.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
13.10.97	147		GF6m	S	n.u.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
13.10.97	147		GF12m	S	n.u.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.

Fortsetzung Tab. 55

Datum	TnA	TnA	Variante	Prb	Chlortoluron		Metolachlor		Terbutylazin		Pendimethalin	
	Sten- tan	Dicu- ran			($\mu\text{g l}^{-1}$)	($\mu\text{g kg}^{-1}$)	($\mu\text{g l}^{-1}$)	($\mu\text{g kg}^{-1}$)	($\mu\text{g l}^{-1}$)	($\mu\text{g kg}^{-1}$)	($\mu\text{g l}^{-1}$)	($\mu\text{g kg}^{-1}$)
Dicuran-Applikation am 04.11.1997												
05.11.97	170	1	ARS	E	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
14.12.97	209	40	GF12m	S	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
05.01.98	231	62	GF6m	S	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
05.01.98	231	62	GF12m	S	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
23.01.98	249	80	GF6m	E	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
23.01.98	249	80	GF12m	E	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
06.03.98	291	122	oF	E	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
06.03.98	291	122	ARS	E	11,0	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
06.03.98	291	122	GF12m	E	1,45	n.u.	0,48	n.u.	n.b.	n.u.	n.n.	n.u.
07.03.98	292	123	oF	E	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
07.03.98	292	123	GF12m	E	3,65	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
08.03.98	293	124	oF	E	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
08.03.98	293	124	GF6m	E	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
01.04.98	317	148	GF12m	E	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
02.04.98	318	149	oF	E	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
07.04.98	323	154	ARS	S	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
07.04.98	323	154	GF12m	E	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
08.04.98	324	155	GF12m	E	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
10.04.98	326	157	oF	E	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
13.04.98	329	160	ARS	S	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
13.04.98	329	160	GF12m	E	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
16.04.98	332	163	GF12m	E	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
18.04.98	334	165	GF12m	E	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
23.04.98	339	170	oF	S	0,96	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
24.04.98	340	171	GF12m	E	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
26.04.98	342	173	oF	E	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
26.04.98	342	173	GF6m	E	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
26.04.98	342	173	GF12m	E	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
27.04.98	343	174	GF6m	E	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
28.04.98	344	175	oF	E	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
02.05.98	348	179	oF	E	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
Stentan-Applikation am 25.05.1998												
25.05.98	0		GF12m	E	n.n.	n.u.	6,57	n.u.	2,00	n.u.	n.n.	n.u.
29.05.98	4		GF12m	E	n.n.	n.u.	1,72	n.u.	0,73	n.u.	n.n.	n.u.
01.06.98	7		oF	E	n.n.	n.u.	8,88	n.u.	18,7	n.u.	n.b.	n.u.
01.06.98	7		oF	S	n.n.	n.u.	31,7	n.u.	12,5	n.u.	0,82	n.u.
01.06.98	7		ARS	S	n.n.	n.u.	3,60	n.u.	1,37	n.u.	n.n.	n.u.
01.06.98	7		GF6m	S	n.n.	n.u.	2,45	n.u.	0,69	n.u.	n.n.	n.u.
07.06.98	13		oF	E	n.n.	n.b.	148	741	110	927	6,73	3547
07.06.98	13		ARS	E	n.n.	n.b.	71,2	517	49,5	481	2,87	2049
07.06.98	13		GF6m	E	n.n.	n.b.	75	552	54,5	572	3,66	2569
07.06.98	13		GF12m	E	n.n.	n.b.	41,6	580	28,3	613	1,10	1879
11.06.98	16		oF	E	n.n.	n.u.	58,1	n.u.	42,4	n.u.	1,99	n.u.
11.06.98	17		GF12m	E	n.n.	n.u.	1,21	n.u.	1,03	n.u.	n.n.	n.u.
12.06.98	18		oF	E	n.n.	n.b.	44,3	308	33,6	292	1,38	685
16.06.98	22		oF	E	n.n.	n.n.	27,3	278	24,2	280	1,55	785
16.06.98	22		GF12m	E	n.n.	n.u.	0,64	n.u.	0,58	n.u.	n.n.	n.u.

Fortsetzung Tab. 55

Datum	TnA Sten- tan	TnA Dicu- ran	Variante	Prb	Chlortoluron		Metolachlor		Terbutylazin		Pendimethalin	
					($\mu\text{g l}^{-1}$)	($\mu\text{g kg}^{-1}$)	($\mu\text{g l}^{-1}$)	($\mu\text{g kg}^{-1}$)	($\mu\text{g l}^{-1}$)	($\mu\text{g kg}^{-1}$)	($\mu\text{g l}^{-1}$)	($\mu\text{g kg}^{-1}$)
17.06.98	23		oF	E	n.n.	n.u.	51,6	n.u.	41,1	n.u.	1,37	n.u.
25.06.98	31		oF	E	n.n.	n.n.	37,3	157	41,8	150	1,54	273
28.06.98	34		oF	E	n.n.	n.n.	25,3	129	28,0	107	1,10	321
30.06.98	36		oF	E	n.n.	n.u.	9,84	n.u.	12,0	n.u.	1,17	n.u.
10.07.98	46		GF12m	E	n.n.	n.u.	0,49	n.u.	0,48	n.u.	1,57	n.u.
11.07.98	47		oF	E	n.n.	n.n.	7,68	46,0	10,0	49,4	0,74	499
12.07.98	48		ARS	E	n.n.	n.u.	1,70	n.u.	1,98	n.u.	n.n.	n.u.
12.07.98	48		GF6m	E	n.n.	n.u.	1,79	n.u.	3,27	n.u.	1,04	n.u.
12.07.98	48		GF12m	E	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
13.07.98	49		oF	E	n.n.	n.u.	2,99	n.u.	4,22	n.u.	0,70	n.u.
13.07.98	49		GF6m	E	n.n.	n.u.	0,70	n.u.	1,30	n.u.	1,15	n.u.
13.07.98	49		GF12m	E	n.n.	n.u.	0,38	n.u.	n.b.	n.u.	n.n.	n.u.
15.07.98	51		oF	E	n.n.	n.u.	1,86	n.u.	3,03	n.u.	n.n.	n.u.
15.07.98	51		GF12m	E	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
16.07.98	52		oF	E	n.n.	n.u.	4,84	n.u.	6,08	n.u.	0,54	n.u.
30.07.98	66		oF	E	n.n.	n.u.	2,97	n.u.	3,44	n.u.	0,77	n.u.
23.08.98	90		GF12m	E	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
24.08.98	91		oF	E	n.n.	n.u.	2,72	n.u.	3,06	n.u.	n.n.	n.u.
24.08.98	91		GF12m	E	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
26.08.98	93		oF	E	n.n.	n.u.	2,60	n.u.	2,82	n.u.	n.n.	n.u.
26.08.98	93		GF12m	E	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
27.08.98	94		ARS	E	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
14.09.98	112		oF	E	n.n.	n.u.	2,54	n.u.	3,23	n.u.	n.n.	n.u.
14.09.98	112		GF12m	E	n.n.	n.u.	1,11	n.u.	1,90	n.u.	n.n.	n.u.
15.09.98	113		oF	E	n.n.	n.u.	2,32	n.u.	3,26	n.u.	n.n.	n.u.
15.09.98	113		ARS	E	n.n.	n.u.	n.b.	n.u.	n.b.	n.u.	n.n.	n.u.
15.09.98	113		GF6m	E	n.n.	n.u.	3,59	n.u.	4,96	n.u.	n.n.	n.u.
16.09.98	114		ARS	E	n.n.	n.u.	1,09	n.u.	2,07	n.u.	n.n.	n.u.
17.09.98	115		oF	E	n.n.	n.u.	2,71	n.u.	4,97	n.u.	n.b.	n.u.
17.09.98	115		ARS	E	n.n.	n.u.	1,31	n.u.	1,94	n.u.	n.n.	n.u.
17.09.98	115		GF6m	E	n.n.	n.u.	1,24	n.u.	2,13	n.u.	n.n.	n.u.
17.09.98	115		GF12m	E	n.n.	n.u.	0,38	n.u.	0,86	n.u.	n.n.	n.u.
19.02.99	270		GF12m	E	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
21.02.99	272		GF12m	E	n.n.	n.n.	n.n.	72,0	n.n.	33,9	n.n.	228
25.02.99	276		ARS	S	n.n.	n.n.	n.b.	89,7	0,93	51,3	n.n.	131
25.02.99	276		GF12m	S	n.n.	n.n.	n.b.	140	0,93	57,1	n.n.	204
24.03.99	303		oF	S	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	0,52	n.u.	n.n.	n.u.
06.05.99	346		oF	E	n.n.	n.u.	0,51	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
10.05.99	350		ARS	S	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
19.05.99	359		oF	E	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
20.05.99	360		oF	E	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.

Fortsetzung Tab. 55

Datum	TnA Sten- tan	TnA Dicu- ran	Variante Prb	Chlortoluron		Metolachlor		Terbutylazin		Pendimethalin		
				($\mu\text{g l}^{-1}$)	($\mu\text{g kg}^{-1}$)	($\mu\text{g l}^{-1}$)	($\mu\text{g kg}^{-1}$)	($\mu\text{g l}^{-1}$)	($\mu\text{g kg}^{-1}$)	($\mu\text{g l}^{-1}$)	($\mu\text{g kg}^{-1}$)	
Stentan-Applikation am 24.05.1999												
30.05.99	6		oF	E	n.n.	n.u.	2,09	n.u.	1,13	n.u.	0,50	n.u.
01.06.99	8		oF	S	n.n.	n.u.	12,7	n.u.	4,24	n.u.	n.n.	n.u.
01.06.99	8		ARS	S	n.n.	n.u.	1,92	n.u.	0,60	n.u.	n.n.	n.u.
01.06.99	8		GF6m	S	n.n.	n.u.	0,46	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
02.06.99	9		oF	E	n.n.	n.n.	721	2294	220	1317	11,2	5648
02.06.99	9		oF	S	n.n.	n.n.	1365	3714	445	2217	24,8	10404
02.06.99	9		ARS	E	n.n.	n.n.	761	1905	226	1028	10,6	2746
02.06.99	9		ARS	S	n.n.	n.n.	600	1952	202	1284	11,4	5569
02.06.99	9		GF6m	S	n.n.	n.u.	60,5	n.u.	18,1	n.u.	2,28	n.u.
02.06.99	9		GF12m	S	n.n.	n.u.	6,01	n.u.	1,60	n.u.	n.b.	n.u.
04.06.99	11		oF	E	n.n.	n.u.	13,1	n.u.	6,33	n.u.	1,06	n.u.
05.06.99	12		oF	E	n.n.	n.n.	69,9	698	36,1	493	4,13	4185
05.06.99	12		oF	S	n.n.	n.n.	153	881	84,9	704	6,58	4800
05.06.99	12		ARS	S	n.n.	n.n.	46,0	845	28,2	286	3,22	2820
05.06.99	12		GF12m	S	n.n.	n.u.	2,16	n.u.	1,00	n.u.	n.n.	n.u.
06.06.99	13		oF	E	n.n.	n.n.	119	662	51,9	434	4,31	2652
06.06.99	13		ARS	E	n.n.	n.n.	115	805	48,6	584	3,76	3299
06.06.99	13		GF6m	E	n.n.	n.n.	108	803	44,5	511	5,94	3261
08.06.99	15		oF	E	n.n.	n.n.	162	990	62,4	766	4,74	4214
09.06.99	16		oF	S	n.n.	n.n.	203	1104	93,0	869	8,02	5668
09.06.99	16		ARS	S	n.n.	n.n.	129	771	56,9	591	4,77	3193
09.06.99	16		GF6m	S	n.n.	n.n.	133	761	55,7	495	3,60	2380
20.06.99	27		oF	E	n.n.	n.u.	7,23	n.u.	3,31	n.u.	n.b.	n.u.
21.06.99	28		oF	E	n.n.	n.n.	9,19	88,4	3,94	39,3	0,69	146
22.06.99	29		ARS	S	n.n.	n.u.	1,69	n.u.	0,55	n.u.	n.n.	n.u.
22.06.99	29		GF6m	S	n.n.	n.u.	1,81	n.u.	0,60	n.u.	n.n.	n.u.
28.06.99	35		oF	E	n.n.	n.u.	8,03	n.u.	4,15	n.u.	0,92	n.u.
30.06.99	37		oF	E	n.n.	n.u.	4,42	n.u.	2,16	n.u.	n.b.	n.u.
01.07.99	38		oF	E	n.n.	n.u.	5,57	n.u.	2,99	n.u.	n.b.	n.u.
05.07.99	42		oF	E	n.n.	n.n.	76,2	377	35,1	193	4,03	951
05.07.99	42		oF	S	n.n.	n.n.	189	747	79,3	470	7,04	3108
05.07.99	42		ARS	S	n.n.	n.n.	71,4	359	33,3	208	4,59	1547
05.08.99	73		oF	E	n.n.	n.u.	1,93	n.u.	0,92	n.u.	n.b.	n.u.
07.08.99	75		oF	E	n.n.	n.u.	0,62	n.u.	n.b.	n.u.	n.n.	n.u.
10.08.99	78		oF	E	n.n.	n.u.	3,00	n.u.	1,22	n.u.	n.n.	n.u.
14.08.99	82		oF	E	n.n.	n.u.	1,14	n.u.	0,48	n.u.	n.n.	n.u.
15.08.99	83		oF	E	n.n.	n.u.	0,86	n.u.	n.b.	n.u.	n.n.	n.u.
16.09.99	115		oF	E	n.n.	n.u.	5,21	n.u.	2,87	n.u.	n.n.	n.u.
17.09.99	116		oF	E	n.n.	n.u.	0,40	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
22.09.99	121		oF	E	n.n.	n.u.	0,67	n.u.	n.b.	n.u.	n.n.	n.u.
26.09.99	125		ARS	E	n.n.	n.u.	3,95	n.u.	2,74	n.u.	n.n.	n.u.

Tab. 56: Wöchentliche Abflußsummen (l pro m² Ackerfläche der einzelnen Parzellen) sowie mediane wöchentliche Konzentrationen ($\mu\text{g l}^{-1}$) von Metolachlor (Met), Terbutylazin (Ter) und Pendi-methalin (Pen) im Oberflächenabfluß der Filterstreifenvarianten in der 1. bis 18. Woche nach den Applikationen (WnA) am 19.05.1997, 25.05.1998 und 24.05.1999 (n.u. = nicht untersucht, n.n. = nicht nachweisbar, n.b. = nicht bestimmbar)

WnA	ohne Filterstreifen			Ackerrandstreifen			6 m Grasfilterstreifen			12 m Grasfilterstreifen		
	1997	1998	1999	1997	1998	1999	1997	1998	1999	1997	1998	1999
1 Abfluß	0,01	0,02	0,03	0,01	0	0	0	0	0	0,03	0,04	0
Met	8,30	n.u.	2,09	n.u.						13,5	4,14	
Ter	15,9	n.u.	1,13	n.u.						1,87	1,37	
Pen	1,70	n.u.	0,5	n.u.						n.n.	n.n.	
2 Abfluß	0,01	6,54	1,02	0	6,13	0,17	0	1,96	0,04	0	1,18	0,04
Met	n.u.	144	124		69,1	145		80,4	108		57,7	n.u.
Ter	n.u.	106	56		48,6	60,4		57,9	44,5		40,0	n.u.
Pen	n.u.	6,75	4,72		2,59	3,95		4,41	5,94		n.b.	n.u.
3 Abfluß	0	0,24	0,01	0	0,01	0	0	0,01	0	0,01	0,04	0
Met		37,2	162		n.u.			n.u.		2,4	1,21	
Ter		29,1	62,4		n.u.			n.u.		1,33	1,03	
Pen		1,69	4,74		n.u.			n.u.		n.n.	n.n.	
4 Abfluß	0,74	0,03	0,05	0,35	0	0	0,14	0	0	0,33	0,11	0
Met	5,78	27,7	7,23	0,56			0,79			1,36	0,64	
Ter	1,95	24,6	3,31	0,45			0,69			0,47	0,58	
Pen	n.n.	1,61	0,47	n.n.			n.n.			n.n.	n.n.	
5 Abfluß	0,14	0,13	0,07	0,07	0	0,02	0	0	0	0,05	0,01	0
Met	10,4	31,6	9,19	0,44		n.u.				n.n.	n.u.	
Ter	39,4	37,4	3,94	0,52		n.u.				n.n.	n.u.	
Pen	1,91	1,33	0,69	n.n.		n.u.				n.n.	n.u.	
6 Abfluß	0	0,06	0,08	0,07	0,01	0	0	0	0	0,03	0,01	0
Met		9,54	5,57	0,56	n.u.					n.b.	n.u.	
Ter		11,7	2,99	0,48	n.u.					n.b.	n.u.	
Pen		1,25	0,40	n.n.	n.u.					n.n.	n.u.	
7 Abfluß	0,09	0,03	1,06	0,03	0,02	0,02	0	0,02	0	0,05	0,02	0,01
Met	5,32	7,68	85,1	n.n.	1,70	n.u.		1,79		n.b.	n.b.	n.u.
Ter	6,59	10,0	38,4	n.n.	1,98	n.u.		3,27		n.n.	n.b.	n.u.
Pen	n.n.	n.b.	4,58	n.n.	n.n.	n.u.		1,04		n.n.	n.b.	n.u.
8 Abfluß	0	0,11	0,06	0	0,01	0	0	0,02	0	0	0,03	0
Met		2,43			n.u.			0,70			n.n.	
Ter		3,88			n.u.			1,30			n.n.	
Pen		n.b.			n.u.			1,15			n.n.	
9 Abfluß	0	0,01	0,03	0	0	0,01	0	0	0	0,02	0,01	0
Met		n.u.	n.u.			n.u.				n.u.	n.u.	
Ter		n.u.	n.u.			n.u.				n.u.	n.u.	
Pen		n.u.	n.u.			n.u.				n.u.	n.u.	
10 Abfluß	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0,02	0,01	0
Met		2,97								n.n.	n.u.	
Ter		3,44								n.b.	n.u.	
Pen		0,77								n.n.	n.u.	
11 Abfluß	0	0	0,12	0	0	0	0	0	0	0,03	0	0
Met			0,67							n.n.		
Ter			0,48							n.n.		
Pen			n.n.							n.n.		

Fortsetzung Tab. 56

WnA	ohne Filterstreifen			Ackerrandstreifen			6 m Grasfilterstreifen			12 m Grasfilterstreifen			
	1997	1998	1999	1997	1998	1999	1997	1998	1999	1997	1998	1999	
12	Abfluß	0	0	0,13	0	0	0,02	0	0	0	0,02	0	0
	Met			1,14			n.u.				n.n.		
	Ter			0,48			n.u.				n.n.		
	Pen			n.n.			n.u.				n.n.		
13	Abfluß	0	0,01	0,03	0	0	0,01	0	0	0	0	0,02	0
	Met		n.u.	n.u.			n.u.					n.n.	
	Ter		n.u.	n.u.			n.u.					n.n.	
	Pen		n.u.	n.u.			n.u.					n.n.	
14	Abfluß	0	0,02	0,02	0	0,02	0	0	0	0	0,01	0,02	0
	Met		2,66	n.u.		n.n.					n.u.	n.n.	
	Ter		2,94	n.u.		n.n.					n.u.	n.n.	
	Pen		n.n.	n.u.		n.n.					n.u.	n.n.	
15	Abfluß	0,08	0,01	0,02	0	0	0	0	0	0	0,06	0,02	0
	Met	n.n.	n.u.	n.u.							n.n.	n.u.	
	Ter	n.n.	n.u.	n.u.							n.n.	n.u.	
	Pen	n.n.	n.u.	n.u.							n.n.	n.u.	
16	Abfluß	0	0,02	0,01	0	0,02	0	0	0	0	0,03	0,03	0
	Met		n.u.	n.u.		n.u.					n.n.	n.u.	
	Ter		n.u.	n.u.		n.u.					n.n.	n.u.	
	Pen		n.u.	n.u.		n.u.					n.n.	n.u.	
17	Abfluß	0	12,0	0,02	0	0,7	0	0	11,4	0	0,03	4,97	0
	Met		2,61	2,81		1,04			2,03		n.n.	0,61	
	Ter		4,11	1,58		1,94			2,94		n.n.	1,06	
	Pen		n.b.	n.n.		n.n.			n.n.		n.n.	n.n.	
18	Abfluß	0	0,01	0,01	0	0	0,02	0	0	0	0	0	0
	Met		n.u.	0,67			3,95						
	Ter		n.u.	n.b.			2,74						
	Pen		n.u.	n.n.			n.n.						

Tab. 57: Niederschlags- und Abflußdaten sowie Lösungskonzentrationen ($\mu\text{g l}^{-1}$) und Gehalte der Sedimente ($\mu\text{g kg}^{-1}$) an Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin in den Oberflächenabflußsuspensionen der verschiedenen Filterstreifenvarianten infolge natürlicher Niederschlagsereignisse mit einer Abflußsumme von mindestens 0,1 mm in der Variante ohne Filterstreifen (kNS = Niederschlagssumme, NSI = Niederschlagsintensität, Q = Abflußsumme, QI = Abflußintensität, Sed = Sedimentkonzentration, TM = Trockenmasse, n.u. = nicht untersucht, n.n. = nicht nachweisbar, n.b. = nicht bestimmbar)

kNS (mm)	NSI (mm min ⁻¹)	Q (mm)	QI (mm min ⁻¹)	Sed (g kg ⁻¹)	TM (%)	Metolachlor ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Terbutylazin ($\mu\text{g kg}^{-1}$)	Pendimethalin ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Pendimethalin ($\mu\text{g kg}^{-1}$)		
26 Tage nach der Applikation 1997, Variante ohne Filterstreifen,											
Gesamtabflußsumme: 0,68 mm, Gesamtsedimentaustag: 10,8 g pro m² Ackerfläche											
0,1	n.b.	0,01	n.b.	4,56	n.u.	3,28	37,3	2,22	40,1	n.n.	58,3
0,3	0,1	0,03	n.b.	3,24	n.u.	2,34	n.n.	1,56	34,9	n.n.	74,6
0,7	0	0,04	0,007	9,68	98	5,78	55,7	0,69	73,5	3,55	394
2,8	1,0	0,08	0,028	21,6	98	2,84	n.n.	1,55	47,2	1,11	66,5
2,9	0,2	0,11	0,056	29,9	98	9,67	73,8	0,97	118	2,14	256
3,0	0,2	0,13	0,063	13,8	98	0,41	n.n.	n.b.	16,0	n.n.	32,3

Fortsetzung Tab. 57

kNS (mm)	NSI (mm min ⁻¹)	Q (mm)	QI (mm min ⁻¹)	Sed (g kg ⁻¹)	TM (%)	Metolachlor (µg l ⁻¹)	(µg kg ⁻¹)	Terbutylazin (µg l ⁻¹)	(µg kg ⁻¹)	Pendimethalin (µg l ⁻¹)	(µg kg ⁻¹)
26 Tage nach der Applikation 1997, Variante Ackerrandstreifen,											
Gesamtabflußsumme: 0,33 mm, Gesamtsedimentausttrag: 4,45 g pro m² Ackerfläche											
2,8	1,0	0,01	0,007	0,47	n.u.	0,51	n.u.	0,45	n.u.	n.n.	n.u.
11,4	0,3	0,04	0,012	3,47	n.u.	n.n.	n.n.	n.b.	252	n.n.	n.n.
11,7	0,5	0,06	0,026	7,72	n.u.	1,01	n.n.	0,45	17,6	n.n.	37,9
11,9	0,5	0,07	0,031	16,5	98	n.n.	n.n.	n.n.	16,4	n.n.	36,6
12,7	2,5	0,08	0,033	18,3	98	0,56	70,9	1,00	27,5	n.b.	26,2
15,9	1,5	0,11	0,033	16	98	n.b.	n.n.	n.n.	17,2	n.n.	n.b.
26 Tage nach der Applikation 1997, Variante 6 m Grasfilterstreifen,											
Gesamtabflußsumme: 0,03 mm, Gesamtsedimentausttrag: 0,04 g pro m² Ackerfläche											
10,8	n.u.	0	n.b.	1,42	n.u.	0,79	n.u.	0,69	n.u.	n.n.	n.u.
25,3	n.u.	0,01	n.u.	1,00	n.u.	n.n.	n.u.	0,67	n.u.	n.n.	n.u.
25,3	n.u.	0,02	n.u.	0,04	n.u.	0,68	n.u.	0,67	n.u.	n.n.	n.u.
26 Tage nach der Applikation 1997, Variante 12 m Grasfilterstreifen,											
Gesamtabflußsumme: 0,26 mm, Gesamtsedimentausttrag: 0,86 g pro m² Ackerfläche											
0,7	0	0,01	n.b.	4,25	n.u.	n.b.	n.n.	n.b.	166	n.n.	n.n.
0,7	0	0,03	n.b.	3,02	n.u.	n.b.	n.b.	0,47	n.n.	n.n.	40,9
3,3	0,1	0,07	0,006	1,98	n.u.	1	n.u.	0,61	n.u.	n.n.	n.u.
13,5	0,1	0,13	n.b.	6,03	n.u.	n.b.	n.n.	n.b.	88,3	n.n.	n.n.
33 Tage nach der Applikation 1997, Variante ohne Filterstreifen,											
Gesamtabflußsumme: 0,13 mm, Gesamtsedimentausttrag: 2,79 g pro m² Ackerfläche											
4,8	0,1	0	n.u.	45,8	98	9,29	58,4	26,8	27,4	0,98	250
5,4	0,3	0,04	0,05	29,3	98	10,4	83,1	39,4	40,2	1,91	451
6,0	0,2	0,08	0,056	14,2	98	51,0	200	57,4	84,6	3,50	849
33 Tage nach der Applikation 1997, Variante Ackerrandstreifen,											
Gesamtabflußsumme: 0,05 mm, Gesamtsedimentausttrag: 0,08 g pro m² Ackerfläche											
5,4	0,3	0,01	n.u.	8,39	98	0,77	n.n.	0,50	12,7	n.n.	n.b.
5,4	0,3	0,02	0,014	1,38	n.u.	1,45	n.n.	0,76	20,1	n.n.	n.b.
5,8	0,4	0,02	0,012	0,5	n.u.	0,47	n.u.	n.b.	n.u.	n.n.	n.u.
6,0	0,2	0,03	0,009	1,91	n.u.	n.b.	n.u.	0,54	n.u.	n.n.	n.u.
6,3	0,1	0,04	0,003	0,68	n.u.	0,42	n.u.	0,58	n.u.	n.n.	n.u.
33 Tage nach der Applikation 1997, Variante 6 m Grasfilterstreifen, Gesamtabflußsumme: 0 mm											
33 Tage nach der Applikation 1997, Variante 12 m Grasfilterstreifen,											
Gesamtabflußsumme: 0,03 mm, Gesamtsedimentausttrag: n.u.											
n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	0,54	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.
n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	0,08	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.	n.n.	n.u.

Fortsetzung Tab. 57

kNS (mm)	NSI (mm min ⁻¹)	Q (mm)	QI (mm min ⁻¹)	Sed (g kg ⁻¹)	TM (%)	Metolachlor (µg l ⁻¹) (µg kg ⁻¹)		Terbutylazin (µg l ⁻¹) (µg kg ⁻¹)		Pendimethalin (µg l ⁻¹) (µg kg ⁻¹)	
13 Tage nach der Applikation 1998, Variante ohne Filterstreifen,											
Gesamtabflußsumme: 6,52 mm, Gesamtsedimentausttrag: 175 g pro m² Ackerfläche											
0,1	n.b.	0	n.b.	1,51	n.u.	14,9	n.u.	11,2	n.u.	n.n.	n.u.
3,7	0,6	0,01	0,056	36,6	97	49,5	200	39,6	281	n.n.	610
3,8	0,6	0,03	0,056	70,1	n.u.	43,7	648	32,6	635	1,59	2069
4,0	0,6	0,04	0,071	56,4	n.u.	110	649	80,9	689	3,33	2574
4,1	0,6	0,06	0,083	37,3	n.u.	138	587	104	736	4,56	2713
4,2	0,6	0,08	0,100	38,2	n.u.	180	596	133	850	5,83	1610
4,3	0,6	0,09	0,100	n.u.	n.u.	121	693	94,1	977	4,86	3942
4,4	0,6	0,11	0,100	37,1	n.u.	n.u.	735	n.u.	1027	n.u.	4294
4,5	0,6	0,13	0,100	35,5	n.u.	188	646	112	889	9,67	2039
4,6	0,6	0,14	0,125	34,2	n.u.	225	806	172	1144	9,24	4976
4,8	0,4	0,19	0,125	58,6	n.u.	144	810	106	918	6,91	3888
4,9	0,4	0,22	0,167	30,6	98	211	985	161	980	7,79	3087
5,0	0,4	0,24	0,167	31,0	n.u.	215	867	165	1138	8,79	5156
5,0	0,4	0,27	0,167	30,7	n.u.	206	936	159	1188	8,95	5713
5,1	0,4	0,29	0,167	31,6	n.u.	215	898	164	1036	8,44	3398
5,2	0,4	0,32	0,167	31,2	n.u.	139	922	106	1180	6,75	5241
5,2	0,1	0,34	0,125	32	n.u.	174	883	133	1164	7,54	5445
13 Tage nach der Applikation 1998, Variante Ackerrandstreifen,											
Gesamtabflußsumme: 6,13 mm, Gesamtsedimentausttrag: 127 g pro m² Ackerfläche											
14,9	1,1	0,02	0,038	21,8	98	93,0	456	64,0	516	4,00	1571
15,0	1,1	0,03	0,050	32,7	98	101	483	69,8	438	2,36	971
16,4	0,6	0,16	0,100	23,5	n.u.	57,9	571	41,5	569	2,81	2591
16,5	0,6	0,18	0,071	21,9	n.u.	53,2	540	36,8	485	2,33	2805
16,6	0,6	0,19	0,083	24,3	n.u.	80,2	527	55,7	470	3,55	2439
17,3	0,4	0,33	0,100	22,6	n.u.	54,6	552	37,6	399	1,96	1800
17,3	0,4	0,34	0,125	23,7	98	90,9	491	62,6	430	4,22	2373
17,3	0,4	0,37	0,167	21,0	n.u.	38,6	516	27,6	538	1,73	1843
13 Tage nach der Applikation 1998, Variante 6 m Grasfilterstreifen,											
Gesamtabflußsumme: 1,96 mm, Gesamtsedimentausttrag: 10,8 g pro m² Ackerfläche											
19,2	0,3	0,02	0,056	8,15	n.u.	79,9	n.u.	57,0	n.u.	2,26	n.u.
19,3	0,3	0,03	0,083	8,39	n.u.	57,2	n.u.	41,6	n.u.	0,55	n.u.
19,3	0,3	0,05	0,100	7,84	n.u.	79,9	451	57,1	493	3,53	1308
19,3	0,3	0,08	0,167	9,6	97	87,0	585	62,0	639	4,75	4355
19,4	0,2	0,13	0,125	7,80	n.u.	79,5	502	57,9	500	3,62	1569
19,5	0,2	0,16	0,250	7,72	n.u.	50,0	574	37,5	530	2,92	2222
19,5	0,2	0,19	0,167	7,73	98	84,7	441	62,5	493	3,20	1298
19,5	0,2	0,23	0,167	7,70	n.u.	81,1	525	57,9	537	6,62	1914
19,6	0,2	0,29	0,167	7,72	n.u.	42,5	533	31,5	593	2,74	2428
19,7	0,2	0,41	0,250	3,75	98	85,7	552	61,4	649	4,89	2324
19,7	0,2	0,43	0,167	7,99	n.u.	80,4	585	58,8	571	4,64	3488
19,7	0,2	0,49	0,167	8,15	97	83,2	612	60,6	603	4,41	3410
19,7	0,2	0,54	0,250	8,15	n.u.	85,9	486	62,8	591	4,98	3391
19,7	0,2	0,58	0,25	8,62	n.u.	84,4	658	60,9	721	4,44	1875
19,8	0,2	0,68	0,167	8,57	n.u.	70,9	667	52,8	516	4,48	3809

Fortsetzung Tab. 57

kNS (mm)	NSI (mm min ⁻¹)	Q (mm)	QI (mm min ⁻¹)	Sed (g kg ⁻¹)	TM (%)	Metolachlor (µg l ⁻¹)	(µg kg ⁻¹)	Terbutylazin (µg l ⁻¹)	(µg kg ⁻¹)	Pendimethalin (µg l ⁻¹)	(µg kg ⁻¹)
13 Tage nach der Applikation 1998, Variante 12 m Grasfilterstreifen,											
Gesamtabflußsumme: 1,14 mm, Gesamtsedimentausttrag: 5,45 g pro m² Ackerfläche											
4,8	0,6	0,01	n.b.	0,40	n.u.	2,93	n.u.	2,17	n.u.	n.n.	n.u.
5,5	0,1	0,02	0,002	6,37	97	57,7	580	40,0	613	3,01	1879
14,9	1,1	0,03	n.b.	13,4	n.u.	64,2	n.u.	42,6	n.u.	n.n.	n.u.
18 Tage nach der Applikation 1998, Variante ohne Filterstreifen,											
Gesamtabflußsumme: 0,15 mm, Gesamtsedimentausttrag: 0,54 g pro m² Ackerfläche											
2,9	0,04	0,00	0,003	0,28	n.u.	82,7	n.u.	57,6	n.u.	1,77	n.u.
3,0	0,04	0,01	0,003	2,71	n.u.	38,1	n.u.	29,2	n.u.	0,92	n.u.
3,1	0,04	0,02	0,005	3,29	98	36,1	n.u.	29,1	n.u.	1,85	n.u.
3,2	0,03	0,03	0,003	1,83	n.u.	36,3	n.u.	29,0	n.u.	0,85	n.u.
3,3	0,03	0,03	0,001	1,17	n.u.	38,2	n.u.	30,4	n.u.	1,81	n.u.
5,9	0,07	0,04	n.b.	0,45	n.u.	77,0	n.u.	51,7	n.u.	1,00	n.u.
6,5	0,01	0,05	n.b.	0,63	n.u.	56,2	n.u.	40,2	n.u.	1,89	n.u.
8,3	0,01	0,06	n.b.	0,42	n.u.	76,3	n.u.	52,0	n.u.	0,86	n.u.
13,4	0,05	0,07	n.b.	1,91	n.u.	25,0	n.u.	21,7	n.u.	1,73	n.u.
13,5	0,05	0,08	0,013	16,1	98	30,3	257	25,4	292	0,93	595
13,5	0,05	0,08	0,016	7,45	99	27,8	n.u.	24,2	n.u.	1,65	n.u.
13,5	0,05	0,09	0,012	5,68	n.u.	24,7	360	21,9	292	0,72	774
13,6	0,05	0,10	0,007	3,76	n.u.	27,5	n.u.	24,0	n.u.	1,96	n.u.
18 Tage nach der Applikation 1998, Variante Ackerrandstreifen, Gesamtabflußsumme: 0 mm											
18 Tage nach der Applikation 1998, Variante 6 m Grasfilterstreifen, Gesamtabflußsumme: 0 mm											
18 Tage nach der Applikation 1998, Variante 12 m Grasfilterstreifen, Gesamtabflußsumme: 0 mm											
9 Tage nach der Applikation 1999, Variante ohne Filterstreifen,											
Gesamtabflußsumme: 0,33 mm, Gesamtsedimentausttrag: 4,35 g pro m² Ackerfläche											
10,3	0,8	0,02	0,003	1,54	n.u.	6,84	n.u.	2,60	n.u.	0,75	n.u.
16,4	1,2	0,04	0,007	2,99	n.u.	16,6	101	5,80	40,7	0,78	199
17,4	0,2	0,07	0,008	8,35	98	736	2083	226	1186	13,6	6357
17,9	0,4	0,09	0,025	15,1	98	964	2717	284	1705	11,7	5258
18,6	0,6	0,13	0,045	21,4	98	833	2403	251	1207	12,5	5465
18,9	0,6	0,18	0,050	17,9	98	908	2849	275	1650	14,7	6651
18,9	0,4	0,22	0,056	17,2	98	976	2658	297	1321	14,8	6603
19,0	0	0,26	0,045	14,1	98	970	2632	313	1450	15,0	6854
19,0	0	0,30	0,028	12,2	98	1078	2908	326	1981	16,3	7800
9 Tage nach der Applikation 1999, Variante Ackerrandstreifen,											
Gesamtabflußsumme: 0,05 mm, Gesamtsedimentausttrag: 0,45 g pro m² Ackerfläche											
18,9	0	0,03	0,013	13,8	98	687	1905	204	1028	11,0	2746
19,1	n.b.	0,05	n.u.	2,65	n.u.	835	n.u.	247	n.u.	10,1	n.u.
9 Tage nach der Applikation 1999, Variante 6 m Grasfilterstreifen, Gesamtabflußsumme: 0 mm											
9 Tage nach der Applikation 1999, Variante 12 m Grasfilterstreifen,											
Gesamtabflußsumme: 0,01 mm, Gesamtsedimentausttrag: 0 g pro m² Ackerfläche											
Sammelprobe:				0,96	n.u.	6,01	n.u.	1,6	n.u.	n.b.	n.u.
12 Tage nach der Applikation 1999, Variante ohne Filterstreifen,											
Gesamtabflußsumme: 0,13 mm, Gesamtsedimentausttrag: 0,53 g pro m² Ackerfläche											
3,4	0,1	0,01	0,000	0,35	n.u.	16,2	n.u.	7,55	n.u.	0,97	n.u.
10,4	0,1	0,05	0,009	5,16	n.u.	75,7	668	40,0	473	4,71	3946
11,3	0,2	0,10	0,011	4,14	n.u.	72,3	729	39,6	513	5,39	4424
15,0	0	0,13	n.b.	0,15	n.u.	61,6	n.u.	28,6	n.u.	2,29	n.u.

Fortsetzung Tab. 57

kNS (mm)	NSI (mm min ⁻¹)	Q (mm)	QI (mm min ⁻¹)	Sed (g kg ⁻¹)	TM (%)	Metolachlor (µg l ⁻¹)	(µg kg ⁻¹)	Terbutylazin (µg l ⁻¹)	(µg kg ⁻¹)	Pendimethalin (µg l ⁻¹)	(µg kg ⁻¹)
12 Tage nach der Applikation 1999, Variante Ackerrandstreifen,											
Gesamtabflußsumme: 0,03 mm, Gesamtsedimentausttrag: 0,09 g pro m² Ackerfläche											
Sammelproben:				2,63	n.u.	45,7	950	28,4	334	2,99	3026
				2,81	n.u.	46,3	739	28,1	238	3,45	2613
12 Tage nach der Applikation 1999, Variante 6 m Grasfilterstreifen, Gesamtabflußsumme: 0 mm											
12 Tage nach der Applikation 1999, Variante 12 m Grasfilterstreifen,											
Gesamtabflußsumme: 0,01 mm, Gesamtsedimentausttrag: 0 g pro m² Ackerfläche											
Sammelprobe:				0,1	n.u.	2,16	n.u.	1	n.u.	n.n.	n.u.
13 Tage nach der Applikation 1999, Variante ohne Filterstreifen,											
Gesamtabflußsumme: 0,44 mm, Gesamtsedimentausttrag: 6,10 g pro m² Ackerfläche											
1,8	0,7	0	n.b.	1,61	n.u.	23,6	n.u.	10,2	n.u.	0,88	n.u.
2,5	0,6	0,03	0,036	13,9	98	137	739	56,8	439	4,35	2052
2,9	0,6	0,05	0,056	14,7	99	134	727	56,4	500	3,99	2188
3,2	0,7	0,08	0,071	16,8	98	122	588	52,8	370	4,14	2105
3,3	0,7	0,12	0,063	17,3	98	113	538	49,1	304	4,09	2154
3,4	0,2	0,16	0,063	18,1	98	112	704	49,9	427	4,72	2564
3,4	0,1	0,20	0,056	16,7	98	120	659	53,7	430	4,71	3282
3,4	0,1	0,24	0,050	13,9	98	124	669	56,0	491	4,93	3341
3,4	0,2	0,28	0,045	12,5	99	129	669	58,3	451	5,31	2906
3,4	0,1	0,33	0,042	10,6	98	139	624	61,6	441	4,84	3206
3,4	0	0,41	0,021	8,73	98	151	706	66,5	491	5,41	2726
13 Tage nach der Applikation 1999, Variante Ackerrandstreifen,											
Gesamtabflußsumme: 0,08 mm, Gesamtsedimentausttrag: 0,75 g pro m² Ackerfläche											
3,6	0,1	0,02	n.b.	8,13	98	77,1	733	33,3	545	3,90	3134
3,8	0	0,04	n.b.	9,73	98	123	n.u.	52,1	n.u.	3,95	n.u.
3,8	0	0,07	n.b.	5,18	n.u.	145	876	60,4	623	3,43	3464
13 Tage nach der Applikation 1999, Variante 6 m Grasfilterstreifen,											
Gesamtabflußsumme: 0,03 mm, Gesamtsedimentausttrag: 0,30 g pro m² Ackerfläche											
3,6	0,1	0,02	n.b.	8,97	97	108	803	44,5	511	5,94	3261
13 Tage nach der Applikation 1999, Variante 12 m Grasfilterstreifen, Gesamtabflußsumme: 0 mm											
42 Tage nach der Applikation 1999, Variante ohne Filterstreifen,											
Gesamtabflußsumme: 1,03 mm, Gesamtsedimentausttrag: 10,2 g pro m² Ackerfläche											
2,0	0,4	0	n.b.	0,41	n.u.	7,93	n.u.	4,50	n.u.	0,77	n.u.
4,2	0,7	0,03	0,013	7,98	98	38,9	242	18,7	115	2,26	n.n.
5,2	0,7	0,07	0,033	8,6	98	63,3	440	32,7	134	2,46	38
5,9	0,6	0,11	0,063	10	98	66,3	378	33,4	191	2,97	21
6,5	0,9	0,15	0,083	11,5	98	73,9	366	35,9	163	3,18	245
6,9	0,9	0,19	0,100	13,8	98	84,4	331	39,8	135	4,00	140
7,2	0,9	0,23	0,125	14,3	98	88,2	378	40,8	220	5,09	314
7,3	0,9	0,28	0,125	14,3	98	96,2	389	43,4	198	5,50	924
7,4	0,9	0,36	0,167	17,3	98	100	249	44,1	171	4,76	847
7,5	0,2	0,46	0,167	13,3	98	100	391	44,2	251	5,24	1629
7,7	0,2	0,59	0,167	9,57	98	76,7	356	34,0	211	5,27	2505
7,7	0,2	0,68	0,125	9,62	98	85,7	369	37,8	224	5,50	2308
7,7	0,1	0,76	0,125	7,84	98	88,7	445	38,9	242	5,02	2419
7,8	0	0,93	0,045	5,89	n.u.	96	561	42,5	247	4,40	968

Tab. 59: Niederschlags- und Abflußdaten sowie Lösungskonzentrationen ($\mu\text{g l}^{-1}$) und Gehalte der Sedimente ($\mu\text{g kg}^{-1}$) von Metolachlor, Terbuthylazin und Pendimethalin in den Oberflächenabflußsuspensionen der Filterstreifenvarianten infolge von Beregnungen (kNS = Niederschlagssumme, QI = Abflußintensität, Sed = Sedimentkonzentration, TM = Trockenmasse, TnA = Tage nach der Applikation, Misch = Mischproben des Sediments zur Bestimmung der Herbizidwirkstoffgehalte, n.u. = nicht untersucht; mit * gekennzeichnete Werte: bei Berechnung der in Tab. 60 und 61 dargestellten Regressionen ausgeschlossen; Beregnungswasser: Wirkstoffe nicht nachweisbar)

kNS (mm)	QI (mm min ⁻¹)	Sed (g l ⁻¹)	TM (%)	Metolachlor ($\mu\text{g l}^{-1}$) ($\mu\text{g kg}^{-1}$)		Terbuthylazin ($\mu\text{g l}^{-1}$) ($\mu\text{g kg}^{-1}$)		Pendimethalin ($\mu\text{g l}^{-1}$) ($\mu\text{g kg}^{-1}$)	
3 TnA 1998, Variante ohne Filterstreifen (7 m Länge), Parzelle Ber(1), Gesamtabflußsumme: 20,4 mm, Gesamtsedimentaustrag: 131 g pro m² Ackerfläche									
Misch.					595		424		4399
13,9	0,011	2,6	n.u.	367 *	n.u.	128 *	n.u.	55,8 *	n.u.
16,9	0,025	3,9	n.u.	362	n.u.	194	n.u.	28,3	n.u.
19,1	0,062	5,8	n.u.	336	n.u.	197	n.u.	20,4	n.u.
21,3	0,082	6,3	n.u.	313	n.u.	184	n.u.	21,3	n.u.
23,5	0,134	6,1	n.u.	273	n.u.	160	n.u.	19,2	n.u.
25,7	0,175	6,2	n.u.	241	n.u.	146	n.u.	15,1	n.u.
27,9	0,228	5,9	n.u.	229	n.u.	140	n.u.	16,3	n.u.
30,8	0,262	6,5	n.u.	183	n.u.	113	n.u.	13,9	n.u.
34,5	0,296	6,1	n.u.	146	n.u.	92,6	n.u.	15	n.u.
38,1	0,312	5,2	n.u.	140	n.u.	90,5	n.u.	13,5	n.u.
49,1	0,366	6,9	n.u.	103	n.u.	69,6	n.u.	12,3	n.u.
60,1	0,377	7,3	n.u.	81,8	n.u.	55,5	n.u.	10,5	n.u.
63,8	0,426	5,4	n.u.	72,4	n.u.	43,7	n.u.	9,87	n.u.
3 TnA 1998, Variante ohne Filterstreifen (7 m Länge), Parzelle Ber(2), Gesamtabflußsumme: 29,9 mm, Gesamtsedimentaustrag: 303 g pro m² Ackerfläche									
10,3	0,021	5,7	n.u.	400 *	795	142 *	745	37,5	7100
13,2	0,050	6,6	n.u.	440	n.u.	248	n.u.	30,9	n.u.
15,4	0,075	7,5	n.u.	382	n.u.	218	n.u.	25,1	n.u.
17,6	0,182	9,8	n.u.	398	1186	232	1400	21,0	5234
19,8	0,217	9,9	n.u.	345	(8039)	204	1210	19,7	3873
22,0	0,271	12,9	n.u.	315	907	188	1084	20,4	2741
24,2	0,314	18,2	n.u.	281	1014	174	1130	18,2	5366
26,4	0,340	13,3	n.u.	n.u.	667	n.u.	861	n.u.	5228
28,6	0,360	15,7	98	n.u.	672	n.u.	911	n.u.	4647
30,8	0,374	12,2	n.u.	182	605	106	807	15,7	2610
34,5	0,428	15,1	n.u.	n.u.	636	n.u.	754	n.u.	2281
38,1	0,440	12,2	n.u.	n.u.	901	n.u.	963	n.u.	2909
41,8	0,479	10,7	98	116	n.u.	77,4	n.u.	12,1	n.u.
45,5	0,483	9,8	n.u.	103	755	68,7	750	10,9	2689
49,1	0,489	9,7	n.u.	102	447	69	635	10,3	2426
52,8	0,512	12,4	98	104	n.u.	70,8	n.u.	11,2	n.u.
56,5	0,510	9,6	n.u.	87,2	235	61,5	539	9,81	1906
60,1	0,531	9,2	n.u.	n.u.	530	n.u.	624	n.u.	2573
66,0	Nl.	2,7	n.u.	79,6	n.u.	55,8	n.u.	9,79	n.u.
3 TnA 1998, Variante 3 m Grasfilterstreifen, Parzelle Ber(1), Gesamtabflußsumme: 0 mm									
3 TnA 1998, Variante 3 m Grasfilterstreifen, Parzelle Ber(2), Gesamtabflußsumme: 0 mm									

Fortsetzung Tab. 59

kNS (mm)	QI (mm min ⁻¹)	Sed (g l ⁻¹)	TM (%)	Metolachlor (µg l ⁻¹) (µg kg ⁻¹)		Terbutylazin (µg l ⁻¹) (µg kg ⁻¹)		Pendimethalin (µg l ⁻¹) (µg kg ⁻¹)	
11 TnA 1998, Variante ohne Filterstreifen (7 m Länge), Parzelle Ber(1),									
Gesamtabflußsumme: 38,2 mm, Gesamtsedimentausttrag: 358 g pro m² Ackerfläche									
6,5	0,017	8,50	n.u.	223 *	596	117 *	1007	9,40 *	3547 *
7,9	0,051	13,6	n.u.	212	471	146	965	9,50	3067 *
10,1	0,164	10,6	n.u.	180	644	133	951	9,96	4098
12,3	0,240	10,1	n.u.	162	502	123	822	9,12	3767
14,4	0,308	11,3	n.u.	127	420	97	708	8,53	4022
16,6	0,365	9,2	n.u.	109	404	85,7	707	8,17	3850
18,8	0,375	10,7	n.u.	109	388	87,6	624	8,57	3789
20,9	0,433	8,8	n.u.	n.u.	384	n.u.	636	n.u.	3964
23,1	0,460	8,3	n.u.	n.u.	376	n.u.	556	n.u.	3947
25,3	0,517	9,1	n.u.	75,4	364	62,4	528	8,94	3433
28,9	0,483	8,2	n.u.	62,9	345	53,4	514	6,92	3900
32,5	0,512	8,0	n.u.	n.u.	303	n.u.	520	n.u.	3929
36,1	0,522	8,2	n.u.	n.u.	336	n.u.	464	n.u.	3721
39,7	0,563	8,6	n.u.	51,1	325	44,8	446	7,76	3439
43,3	0,557	10,6	n.u.	n.u.	248	n.u.	426	n.u.	1962
46,9	0,560	10,4	n.u.	n.u.	368	n.u.	415	n.u.	3729
50,6	0,575	9,7	n.u.	42,5	344	37,6	417	6,43	3617
54,2	0,577	10,0	n.u.	n.u.	361	n.u.	431	n.u.	3295
57,8	0,577	9,4	n.u.	n.u.	288	n.u.	385	n.u.	1954
61,4	0,570	9,4	n.u.	35,2	n.u.	30,7	n.u.	7,7	n.u.
11 TnA 1998, Variante ohne Filterstreifen (7 m Länge), Parzelle Ber(2),									
Gesamtabflußsumme: 33,8 mm, Gesamtsedimentausttrag: 376 g pro m² Ackerfläche									
8,7	0,041	3,9	n.u.	162 *	n.u.	98,1 *	n.u.	6,43 *	n.u.
10,8	0,045	6,0	n.u.	195	576	144	656	8,54	4894
13,0	0,113	7,1	n.u.	181	528	150	668	10,7	4622
15,2	0,264	8,4	n.u.	171	769	139	556	12	4540
17,3	0,324	8,7	n.u.	147	558	122	521	9,63	4435
19,5	0,369	7,8	n.u.	120	506	98,2	414	7,95	3871
21,7	0,349	7,8	n.u.	112	460	95,1	378	8,76	3602
23,8	0,420	8,4	n.u.	n.u.	623	n.u.	368	n.u.	3326
26,0	0,431	8,4	n.u.	n.u.	444	n.u.	363	n.u.	3082
28,2	0,455	8,2	n.u.	87,3	366	74,6	314	8,62	2887
31,8	0,487	9,7	n.u.	73,1	462	61,6	285	7,77	3243
35,4	0,492	8,9	n.u.	n.u.	577	n.u.	279	n.u.	2903
39,0	0,502	9,8	n.u.	n.u.	339	n.u.	271	n.u.	2725
42,6	0,490	8,7	n.u.	55,1	239	48,2	213	6,35	2200
46,2	0,511	8,2	n.u.	n.u.	325	n.u.	198	n.u.	2169
49,8	0,528	9,4	n.u.	n.u.	802	n.u.	241	n.u.	2797
53,4	0,542	7,4	n.u.	42,9	342	38	291	6,86	2829
57,1	0,535	7,6	n.u.	n.u.	254	n.u.	224	n.u.	2535
60,7	0,551	6,5	n.u.	37,8	317	33	268	6,27	2818
64,3	0,527	5,9	n.u.	29,1	442	32	162	6,27	2559

Fortsetzung Tab. 59

kNS (mm)	QI (mm min ⁻¹)	Sed (g l ⁻¹)	TM (%)	Metolachlor (µg l ⁻¹) (µg kg ⁻¹)		Terbuthylazin (µg l ⁻¹) (µg kg ⁻¹)		Pendimethalin (µg l ⁻¹) (µg kg ⁻¹)	
14 TnA 1998, Variante ohne Filterstreifen (10 m Länge), Parzelle Ber(1), Gesamtabflußsumme: 47,5 mm, Gesamtsedimentausttrag: 324 g pro m² Ackerfläche									
7,8	0,530	7,9	n.u.	39,8	n.u.	29,6	n.u.	2,84	n.u.
15,7	0,538	6,1	n.u.	24,8	114	19,5	91,7	2,55	1249
23,5	0,564	6,5	n.u.	14,9	149	12,6	67,1	2,81	1285
31,3	0,559	6,7	n.u.	n.u.	289	n.u.	71,1	n.u.	1322
39,2	0,583	7,2	n.u.	11,3	157	9,7	91,3	2,53	1331
47,0	0,568	6,9	n.u.	n.u.	99	n.u.	60,4	n.u.	1272
54,8	0,586	7,7	n.u.	10,8	95	9,25	51,5	3,18	1146
62,7	0,595	6,6	n.u.	n.u.	443	n.u.	55,5	n.u.	1382
70,5	NI.	6,6	n.u.	9,36	260	8,39	78	2,97	1168
14 TnA 1998, Variante ohne Filterstreifen (10 m Länge), Parzelle Ber(2), Gesamtabflußsumme: 43,8 mm, Gesamtsedimentausttrag: 352 g pro m² Ackerfläche									
Misch.					143		77		1234
4,7	0,397	9,7	n.u.	38,5	n.u.	30,0	n.u.	3,90	n.u.
12,5	0,448	8,2	n.u.	20,2	n.u.	17,2	n.u.	2,79	n.u.
20,4	0,493	9,1	n.u.	16,6	n.u.	11,3	n.u.	3,41	n.u.
36,0	0,505	7,4	n.u.	12,0	n.u.	10,8	n.u.	3,81	n.u.
51,7	0,525	8,2	n.u.	11,5	n.u.	10,2	n.u.	3,63	n.u.
67,4	0,542	7,2	n.u.	9,86	n.u.	9,15	n.u.	3,74	n.u.
14 TnA 1998, Variante 3 m Grasfilterstreifen, Parzelle Ber(1), Gesamtabflußsumme: 4,35 mm, Gesamtsedimentausttrag: 7,77 g pro m² Ackerfläche									
Misch.					248		50,6		580
20,4	0,066	1,6	n.u.	13,1	n.u.	9,51	n.u.	1,17	n.u.
27,4	0,076	1,3	n.u.	11,7	n.u.	8,65	n.u.	0,98	n.u.
32,1	0,083	1,5	n.u.	10,2	n.u.	8,04	n.u.	1,23	n.u.
39,2	0,078	1,2	n.u.	10,6	n.u.	8,05	n.u.	1,8	n.u.
54,8	0,104	1,2	n.u.	6,89	n.u.	5,65	n.u.	1,28	n.u.
66,6	0,128	1,2	n.u.	7,61	n.u.	5,82	n.u.	1,97	n.u.
14 TnA 1998, Variante 3 m Grasfilterstreifen, Parzelle Ber(2), Gesamtabflußsumme: 25,5 mm, Gesamtsedimentausttrag: 45,2 g pro m² Ackerfläche									
Misch.					267		84		1063
11,0	0,304	1,2	n.u.	16,3	n.u.	13,8	n.u.	1,14	n.u.
15,7	0,419	1,1	n.u.	14,6	n.u.	13,2	n.u.	1,43	n.u.
20,4	0,426	1,2	n.u.	13,4	n.u.	12,6	n.u.	1,67	n.u.
25,1	0,463	1,2	n.u.	10,6	n.u.	10,3	n.u.	2,06	n.u.
45,4	0,475	1,2	n.u.	7,70	n.u.	7,66	n.u.	1,89	n.u.
65,0	0,486	1,3	n.u.	6,96	n.u.	7,27	n.u.	2,42	n.u.

Fortsetzung Tab. 59

kNS (mm)	QI (mm min ⁻¹)	Sed (g l ⁻¹)	TM (%)	Metolachlor (µg l ⁻¹) (µg kg ⁻¹)		Terbuthylazin (µg l ⁻¹) (µg kg ⁻¹)		Pendimethalin (µg l ⁻¹) (µg kg ⁻¹)	
3 TnA 1999, Variante ohne Filterstreifen (7 m Länge), Parzelle Ber(1), Gesamtabflußsumme: 23,2 mm, Gesamtsedimentausttrag: 206 g pro m² Ackerfläche									
23,3	0,01	n.b.	n.u.	2268 *	4087	767 *	2136	77,2 *	19398 *
26,3	0,048	14,4	n.u.	850 *	1756	380	1066	51,8	9929
28,6	0,141	12,8	99	437	n.u.	223	n.u.	26,5	n.u.
30,9	0,179	11,9	98	370	n.u.	187	n.u.	24,4	n.u.
33,3	0,200	10,6	n.u.	n.u.	677	n.u.	533	n.u.	6820
40,3	0,287	9,9	n.u.	201	737	116	567	17,8	5839
51,3	0,378	9,5	n.u.	105	413	65,9	303	14,5	4135
55,4	0,388	7,6	n.u.	94,1	n.u.	58	n.u.	15,4	n.u.
59,5	0,357	8,9	98	82,9	n.u.	52,2	n.u.	13,2	n.u.
63,6	0,403	7,9	n.u.	67,1	375	44,8	183	11,8	3748
67,7	0,400	7,8	n.u.	68,6	299	44,5	219	10,3	4196
70	Nl.	4,0	n.u.	59,8	n.u.	38,7	n.u.	10,6	n.u.
3 TnA 1999, Variante ohne Filterstreifen (7 m Länge), Parzelle Ber(2), Gesamtabflußsumme: 18,9 mm, Gesamtsedimentausttrag: 119 g pro m² Ackerfläche									
26,8	0,044	4,2	n.u.	460	n.u.	269	n.u.	25,5	n.u.
29,2	0,094	4,0	n.u.	375	n.u.	227	n.u.	24,0	n.u.
31,5	0,182	4,9	n.u.	295	936	194	749	24,1	7824
33,8	0,21	4,3	98	258	n.u.	170	n.u.	22,8	n.u.
36,2	0,226	6,7	n.u.	214	601	137	540	17,7	5270
38,5	0,215	5,2	n.u.	211	566	136	504	18,8	5820
40,8	0,225	5,1	n.u.	168	502	109	459	17,2	5812
43,2	0,265	6,1	n.u.	144	499	94,9	437	14,5	5710
47,8	0,278	5,9	n.u.	124	600	82,9	349	15,5	5194
51,9	0,310	6,6	n.u.	70,2	281	47,7	234	12,6	4515
56	0,24	5,3	n.u.	91,7	334	59,4	313	13,0	4621
60,1	0,317	6,3	n.u.	84,6	302	56,5	262	13,8	4996
64,2	0,354	5,8	n.u.	90,6	620	61,3	307	13,4	4869
68,3	0,364	6,9	n.u.	51,3	292	36,3	199	10,5	3735
3 TnA 1999, Variante 3 m Grasfilterstreifen, Parzelle Ber(1), Gesamtabflußsumme: 0 mm									
3 TnA 1999, Variante 3 m Grasfilterstreifen, Parzelle Ber(2), Gesamtabflußsumme: 0,56 mm, Gesamtsedimentausttrag: 1,25 g pro m² Ackerfläche									
Misch.					196		112		566
59,5	0,023	1,4	n.u.	40,6	n.u.	33	n.u.	0,95	n.u.
61,8	0,039	1,6	n.u.	43,7	n.u.	37,9	n.u.	1,59	n.u.
64,2	0,044	1,6	n.u.	43,9	n.u.	37,5	n.u.	2,2	n.u.
66,5	0,049	1,5	n.u.	43,5	n.u.	37,2	n.u.	2,59	n.u.
68,8	0,048	1,6	n.u.	40,9	n.u.	35,4	n.u.	2,42	n.u.

Fortsetzung Tab. 59

kNS (mm)	QI (mm min ⁻¹)	Sed (g l ⁻¹)	TM (%)	Metolachlor (µg l ⁻¹) (µg kg ⁻¹)		Terbutylazin (µg l ⁻¹) (µg kg ⁻¹)		Pendimethalin (µg l ⁻¹) (µg kg ⁻¹)	
8 TnA 1999, Variante ohne Filterstreifen (7 m Länge), Parzelle Ber(1), Gesamtabflußsumme: 38,8 mm, Gesamtsedimentausttrag: 595 g pro m² Ackerfläche									
6,5	0,048	15,0	n.u.	224	873	137	666	16,1 *	6126
8,5	0,233	19,7	98	169	811	109	705	11,6	5037
10,5	0,289	15,2	98	136	n.u.	90	n.u.	10,3	n.u.
12,5	0,289	19,5	98	122	n.u.	85,8	n.u.	9,73	n.u.
16,5	0,349	21,9	99	88,8	535	62,1	510	9,11	3725
24,5	0,388	14,4	n.u.	n.u.	557	n.u.	496	n.u.	4423
28,0	0,380	16,5	98	54,3	658	41,6	368	7,36	3642
35,0	0,387	16,1	98	34,2	n.u.	27,7	n.u.	6,21	n.u.
42,0	0,387	14,4	n.u.	n.u.	399	n.u.	312	n.u.	3269
59,5	0,42	13,1	n.u.	24,1	385	20,2	325	5,31	3315
8 TnA 1999, Variante ohne Filterstreifen (7 m Länge), Parzelle Ber(2), Gesamtabflußsumme: 37,8 mm, Gesamtsedimentausttrag: 522 g pro m² Ackerfläche									
7,0	0,047	9,6	n.u.	214	843	135	699	10,3	6162
9,0	0,255	13,6	n.u.	181	790	121	678	10,2	5249
11,0	0,277	12,8	98	136	n.u.	95,1	n.u.	9,47	n.u.
13,0	0,317	12,2	98	116	n.u.	82,9	n.u.	9,76	n.u.
17,0	0,369	12,6	n.u.	79,7	551	61	382	8,38	4462
21,0	0,380	12,9	98	61,6	n.u.	46	n.u.	7,64	n.u.
25,0	0,374	10,9	n.u.	56	555	42,7	441	7,81	4487
28,5	0,379	12,7	98	50,5	514	38,9	340	7,56	3975
35,5	0,362	13,7	99	42	n.u.	33,6	n.u.	7,45	n.u.
42,5	0,388	12,2	n.u.	42	377	26,9	296	7,14	3397
49,5	0,395	15,6	99	29,6	n.u.	25,8	n.u.	6,6	n.u.
60,0	0,398	15,0	99	26	370	21,6	284	6,73	3259
8 TnA 1999, Variante 3 m Grasfilterstreifen, Parzelle Ber(1), Gesamtabflußsumme: 0 mm									
8 TnA 1999, Variante 3 m Grasfilterstreifen, Parzelle Ber(2), Gesamtabflußsumme: 4,80 mm, Gesamtsedimentausttrag: 12,3 g pro m² Ackerfläche									
Misch.					402		353		2120
24,5	0,008	n.b.	n.u.	34,8	n.u.	24,4	n.u.	1,2	n.u.
26,5	0,019	2,1	n.u.	41,6	n.u.	31	n.u.	1,56	n.u.
28,5	0,024	1,1	n.u.	47,3	n.u.	37,8	n.u.	1,99	n.u.
30,5	0,039	2,3	n.u.	49,5	n.u.	39,5	n.u.	2,71	n.u.
34,5	0,056	2,1	n.u.	48,7	n.u.	40	n.u.	3,04	n.u.
46,0	0,087	2,3	n.u.	39,9	n.u.	35,1	n.u.	4,12	n.u.
60,0	0,058	2,3	n.u.	32,7	n.u.	29,8	n.u.	5,05	n.u.
23 TnA 1999, Variante ohne Filterstreifen (7 m Länge), Parzelle Ber(1), Gesamtabflußsumme: 46,3 mm, Gesamtsedimentausttrag: 814 g pro m² Ackerfläche									
8,2	0,048	30	97	136	562	89,5	460	8,11	3165
19,8	0,363	25,9	98	53,4	346	38,1	275	5,82	2315
41,4	0,402	18,6	98	24,8	251	19,0	172	4,42	1988
53,7	0,469	19,5	98	17,0	193	13,5	167	3,48	1806
70,0	NI.	15,3	98	14,3	179	12,0	149	3,23	1811
23 TnA 1999, Variante ohne Filterstreifen (7 m Länge), Parzelle Ber(2), Gesamtabflußsumme: 41,9 mm, Gesamtsedimentausttrag: 996 g pro m² Ackerfläche									
7,0	0,033	13,7	98	64,4	397	44,6	313	5,57	2599
18,7	0,31	11,0	n.u.	160	867	102	571	9,54	4494
40,3	0,447	26,3	98	28,4	248	21	212	4,72	2049
52,5	0,443	30,3	98	20,1	243	15,3	189	3,87	1651
68,8	0,458	20,3	97	16,0	212	12,8	165	3,62	1686

Fortsetzung Tab. 59

kNS (mm)	QI (mm min ⁻¹)	Sed (g l ⁻¹)	TM (%)	Metolachlor (µg l ⁻¹) (µg kg ⁻¹)		Terbuthylazin (µg l ⁻¹) (µg kg ⁻¹)		Pendimethalin (µg l ⁻¹) (µg kg ⁻¹)	
23 TnA 1999, Variante 3 m Grasfilterstreifen, Parzelle Ber(1),									
Gesamtabflußsumme: 0,32 mm, Gesamtsedimentausttrag: 0,96 g pro m² Ackerfläche									
Misch.					172		110		855
51,3	0,019	2,1	n.u.	8,57	n.u.	7,36	n.u.	1,4	n.u.
56	0,032	2,3	n.u.	8,18	n.u.	7,33	n.u.	1,72	n.u.
23 TnA 1999, Variante 3 m Grasfilterstreifen, Parzelle Ber(2),									
Gesamtabflußsumme: 5,15 mm, Gesamtsedimentausttrag: 16,2 g pro m² Ackerfläche									
Misch.					378		163		1921
39,1	0,041	2,9	n.u.	17,7	n.u.	15,6	n.u.	3	n.u.
43,8	0,141	3,3	n.u.	17,7	n.u.	15,7	n.u.	4,19	n.u.
48,4	0,158	3,1	n.u.	16,1	n.u.	14,4	n.u.	4,06	n.u.
57	0,096	2,8	n.u.	13,7	n.u.	12,5	n.u.	4,59	n.u.

Tab. 60: Parameter zur Beschreibung der Lösungskonzentrationen (c_t in µg l⁻¹) von Metolachlor, Terbuthylazin und Pendimethalin im Oberflächenabfluß der Variante ohne Filterstreifen bei den im Anschluß an die *Stentan*-Applikationen am 25.05.1998 und 24.05.1999 durchgeführten Berechnungen (TnA = Tage nach Applikation; alle für die Funktion $\log c_t = s \cdot \log N_t + \log O$ dargestellten Beziehungen sind höchst signifikant; Konfidenzintervalle: 90 %)

TnA (Jahr)	log O	Konfidenzintervall		s	Konfidenzintervall		n	r ₂
		von	bis		von	bis		
Metolachlor								
3 (1998)	4,09	3,98	4,19	-1,22	-1,29	-1,15	25	0,981
11 (1998)	3,26	3,14	3,39	-0,954	-1,04	-0,866	23	0,961
14 (1998)	1,99	1,85	2,14	-0,563	-0,664	-0,461	12	0,939
3 (1999)	5,74	5,41	6,08	-2,17	-2,64	-1,96	23	0,961
8 (1999)	3,17	3,09	3,24	-1,00	-1,06	-0,946	20	0,987
23 (1999)	2,9	2,25	3,54	-0,908	-1,34	-0,479	10	0,749
Terbuthylazin								
3 (1998)	3,68	3,55	3,81	-1,09	-1,72	-1,00	25	0,969
11 (1998)	3,01	2,88	3,15	-0,832	-0,929	-0,734	23	0,937
14 (1998)	1,82	1,66	1,97	-0,494	-0,60	-0,387	12	0,914
3 (1999)	5,24	4,95	5,53	-1,98	-2,16	-1,81	24	0,965
8 (1999)	2,88	2,82	2,94	-0,883	-0,928	-0,838	20	0,989
23 (1999)	2,63	2,05	3,22	-0,819	-1,21	-0,431	10	0,747
Pendimethalin								
3 (1998)	2,25	2,16	2,35	-0,782	-0,775	-0,648	26	0,957
11 (1998)	1,22	1,11	1,32	-0,220	-0,295	-0,146	23	0,644
3 (1999)	2,74	2,55	2,94	-0,926	-1,04	-0,807	24	0,929
8 (1999)	1,29	1,22	1,36	-0,286	-0,337	-0,235	19	0,892
23 (1999)	1,20	0,870	1,52	-0,343	-0,539	-0,329	10	0,633

Tab. 61: Parameter zur Beschreibung der Gehalte von Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin im ausgetragenen Sediment der Variante ohne Filterstreifen bei den im Anschluß an die Stentan-Applikationen am 25.05.1998 und 24.05.1999 durchgeführten Berechnungen (TnA = Tage nach Applikation, Sig. = Signifikanzniveau; Konfidenzintervalle: 90 %; verwendete Funktion: $\log c_t = s * \log N_t + \log O$)

TnA (Jahr)	log O	Konfidenzintervall		s	Konfidenzintervall		n	Sig.	r ²
		von	bis		von	bis			
Metolachlor									
3 (1998)	4,10	3,32	4,88	-0,836	-1,34	-0,327	13	**	0,573
11 (1998)	3,02	2,83	3,22	-0,284	-0,481	-0,149	38	***	0,337
3 (1999)	5,74	4,82	6,68	-1,81	-2,37	-1,25	18	***	0,747
8 (1999)	3,25	3,14	3,37	-0,381	-0,464	-0,299	14	***	0,893
23 (1999)	3,17	2,71	3,63	-0,465	-0,772	-0,157	10	**	0,603
Terbutylazin									
3 (1998)	3,93	3,67	4,18	-0,656	-0,825	-0,487	14	***	0,869
11 (1998)	3,53	3,33	3,74	-0,628	-0,767	-0,489	38	***	0,699
3 (1999)	5,65	5,13	6,16	-1,83	-2,15	-1,52	18	***	0,906
8 (1999)	3,2	3,07	3,32	-0,42	-0,513	-0,327	14	***	0,88
23 (1999)	3,04	2,65	3,43	-0,45	-0,706	-0,193	10	**	0,671
Pendimethalin									
3 (1998)	4,52	4,07	4,96	-0,667	-0,968	-0,367	14	***	0,661
11 (1998)	4	3,86	4,15	-0,33	-0,432	-0,228	36	***	0,56
3 (1999)	5,07	4,73	5,41	-0,806	-1,01	-0,603	17	***	0,816
8 (1999)	3,99	3,9	4,07	-0,272	-0,338	-0,207	14	***	0,872
23 (1999)	3,76	3,44	4,07	-0,277	-0,485	-0,069	10	*	0,541

Tab. 62: Zunahme der Gesamtretention (Rgesamt) der Variante 3 m Grasfilterstreifen gegenüber der Variante ohne Filterstreifen bei Berechnungen sowie die durch die Verminderung der in gelöster Form ausgetragenen Wirkstoffmengen (Rgel), der Abflußsumme (Rq), der Herbizidlösungskonzentrationen im Oberflächenabfluß (Rc), der in adsorbierter Form ausgetragenen Wirkstoffmengen (Rads), des Sedimentaustrags (Rs) und der Herbizidgehalte in den Sedimenten (Rx/m) bestimmten Teilgrößen der Zunahme der Gesamtretention (alle Angaben zur Retention in % des jeweiligen Gesamtaustrags der Variante ohne Filterstreifen; Ber(1), Ber(2) = jeweils parallel berechnete Parzellen der Variante mit 3 m Grasfilterstreifen)

Termin	Variante	Rgesamt	Rgel	Rq	Rc	Rads	Rs	Rx/m
Metolachlor								
3 TnA 1998	Ber(1)	100	95	95	0	5	5	0
3 TnA 1998	Ber(2)	100	95	95	0	5	5	0
14 TnA 1998	Ber(1)	93	85	82	2	9	9	0
14 TnA 1998	Ber(2)	60	53	40	13	7	8	0
3 TnA 1999	Ber(1)	100	97	97	0	3	3	0
3 TnA 1999	Ber(2)	99	96	94	1	3	3	0
8 TnA 1999	Ber(1)	100	88	88	0	12	12	0
8 TnA 1999	Ber(2)	90	79	77	2	12	12	0
23 TnA 1999	Ber(1)	100	86	85	1	14	14	0
23 TnA 1999	Ber(2)	94	80	73	7	14	14	0

Fortsetzung Tab. 62

Termin	Variante	Rgesamt	Rgel	Rq	Rc	Rads	Rs	Rx/m
Terbuthylazin								
3 TnA 1998	Ber(1)	100	93	93	0	7	7	0
3 TnA 1998	Ber(2)	100	93	93	0	7	7	0
14 TnA 1998	Ber(1)	94	89	86	3	4	4	0
14 TnA 1998	Ber(2)	53	49	42	7	4	4	0
3 TnA 1999	Ber(1)	100	96	96	0	4	4	0
3 TnA 1999	Ber(2)	98	95	94	1	4	4	0
8 TnA 1999	Ber(1)	100	87	87	0	13	13	0
8 TnA 1999	Ber(2)	89	77	76	0	12	12	0
23 TnA 1999	Ber(1)	100	85	85	1	15	15	0
23 TnA 1999	Ber(2)	93	78	73	6	14	14	0
Pendimethalin								
3 TnA 1998	Ber(1)	100	29	29	0	71	71	0
3 TnA 1998	Ber(2)	100	29	29	0	71	71	0
14 TnA 1998	Ber(1)	98	24	23	1	73	73	1
14 TnA 1998	Ber(2)	82	15	11	3	67	64	3
3 TnA 1999	Ber(1)	100	27	27	0	73	73	0
3 TnA 1999	Ber(2)	100	27	26	1	73	72	0
8 TnA 1999	Ber(1)	100	12	12	0	88	88	0
8 TnA 1999	Ber(2)	98	11	10	0	87	86	1
23 TnA 1999	Ber(1)	100	10	10	0	90	90	0
23 TnA 1999	Ber(2)	96	9	9	0	88	88	0

Tab. 63: Abflußsummen (in l pro m² Ackerfläche, vgl. Abb. 1, S. 11) sowie Lösungskonzentrationen der verschiedenen Herbizidwirkstoffe im Zwischenabfluß infolge natürlicher Niederschläge im Verlauf des Untersuchungszeitraumes (TnA = Tage nach Applikation: *Stentan* mit den Wirkstoffen Metolachlor (Met), Terbuthylazin (Ter) und Pendimethalin (Pen), *Dicuran* mit dem Wirkstoff Chlortoluron (Chl); (Auffv = Auffangvorrichtung; 0,543 l Auffangkapazität je m² Ackerfläche (ZA(1), ZA(3)) bzw. 0,116 l (ZA(2), ZA(4)); n.u. = nicht untersucht, n.n. = nicht nachweisbar, n.b. = nicht bestimmbar; Konzentrationen als Mittelwerte von 1 bis 3 Wiederholungen)

Datum	TnA <i>Stentan</i>	TnA <i>Dicuran</i>	Variante	Auffv	Abfluß (l pro m ²)	Chl (µg l ⁻¹)	Met in µg l ⁻¹)	Ter (µg l ⁻¹)	Pen (µg l ⁻¹)
26.06.1997	38		oF	ZA(1)	0				
26.06.1997	38		oF	ZA(2)	n.u.	n.u.	1,10	0,46	n.n.
26.06.1997	38		GF12m	ZA(3)	0				
26.06.1997	38		GF12m	ZA(4)	n.u.	n.u.	2,61	1,55	n.n.
30.06.1997	42		oF	ZA(1)	0				
30.06.1997	42		oF	ZA(2)	n.u.	n.u.	4,35	5,34	n.n.
30.06.1997	42		GF12m	ZA(3)	0,047	n.u.	0,88	n.b.	n.n.
30.06.1997	42		GF12m	ZA(4)	n.u.	n.u.	0,36	n.b.	n.n.
06.07.1997	48		oF	ZA(1)	0				
06.07.1997	48		oF	ZA(2)	n.u.				
06.07.1997	48		GF12m	ZA(3)	0,543	n.u.	0,48	0,70	n.n.
06.07.1997	48		GF12m	ZA(4)	n.u.	n.u.	0,37	n.n.	n.n.
13.10.1997	144		oF	ZA(1)	0				
13.10.1997	144		oF	ZA(2)	0				
13.10.1997	144		GF12m	ZA(3)	0,114	n.u.	n.n.	n.n.	n.n.
13.10.1997	144		GF12m	ZA(4)	0,032	n.u.	n.n.	n.n.	n.n.

Fortsetzung Tab. 63

Datum	TnA <i>Stentan</i>	TnA <i>Dicurán</i>	Variante	Auffv	Abfluß (l pro m ²)	Chl (µg l ⁻¹)	Met in µg l ⁻¹)	Ter (µg l ⁻¹)	Pen (µg l ⁻¹)
21.10.1997	152		oF	ZA(1)	0				
21.10.1997	152		oF	ZA(2)	0				
21.10.1997	152		GF12m	ZA(3)	0				
21.10.1997	152		GF12m	ZA(4)	0,009	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
12.11.1997	177	8	oF	ZA(1)	0				
12.11.1997	177	8	oF	ZA(2)	0				
12.11.1997	177	8	GF12m	ZA(3)	0,005	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
12.11.1997	177	8	GF12m	ZA(4)	0,014	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
30.11.1997	195	26	oF	ZA(1)	0				
30.11.1997	195	26	oF	ZA(2)	0				
30.11.1997	195	26	GF12m	ZA(3)	0				
30.11.1997	195	26	GF12m	ZA(4)	0,016	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
14.12.1997	209	40	oF	ZA(1)	0				
14.12.1997	209	40	oF	ZA(2)	0,081	23,5	n.n.	0,49	n.n.
14.12.1997	209	40	GF12m	ZA(3)	0,543	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
14.12.1997	209	40	GF12m	ZA(4)	0,099	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
20.12.1997	215	46	oF	ZA(1)	0				
20.12.1997	215	46	oF	ZA(2)	0				
20.12.1997	215	46	GF12m	ZA(3)	0,003	n.n.	n.b.	n.n.	n.n.
20.12.1997	215	46	GF12m	ZA(4)	0,014	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
05.01.1998	231	62	oF	ZA(1)	0				
05.01.1998	231	62	oF	ZA(2)	0,093	9,75	n.n.	n.n.	n.n.
05.01.1998	231	62	GF12m	ZA(3)	0,543	2,55	n.n.	n.n.	n.n.
05.01.1998	231	62	GF12m	ZA(4)	0,110	2,68	n.n.	n.n.	n.n.
08.01.1998	234	65	oF	ZA(1)	0				
08.01.1998	234	65	oF	ZA(2)	0				
08.01.1998	234	65	GF12m	ZA(3)	0,543	0,61	n.n.	n.n.	n.n.
08.01.1998	234	65	GF12m	ZA(4)	0,110	0,40	n.n.	n.n.	n.n.
23.01.1998	249	80	oF	ZA(1)	0				
23.01.1998	249	80	oF	ZA(2)	0,003	2,79	n.n.	n.n.	n.n.
23.01.1998	249	80	GF12m	ZA(3)	0,070	1,42	n.n.	n.n.	n.n.
23.01.1998	249	80	GF12m	ZA(4)	0,079	1,79	n.n.	n.n.	n.n.
11.02.1998	268	99	oF	ZA(1)	0				
11.02.1998	268	99	oF	ZA(2)	0				
11.02.1998	268	99	GF12m	ZA(3)	0				
11.02.1998	268	99	GF12m	ZA(4)	0,017	1,43	n.n.	n.n.	n.n.
11.03.1998	296	127	oF	ZA(1)	0				
11.03.1998	296	127	oF	ZA(2)	0,105	1,96	n.n.	n.n.	n.n.
11.03.1998	296	127	GF12m	ZA(3)	0,543	1,23	n.n.	n.n.	n.n.
11.03.1998	296	127	GF12m	ZA(4)	0,114	1,36	n.n.	n.n.	n.n.
16.03.1998	301	132	oF	ZA(1)	0				
16.03.1998	301	132	oF	ZA(2)	0				
16.03.1998	301	132	GF12m	ZA(3)	0				
16.03.1998	301	132	GF12m	ZA(4)	0,017	1,28	n.n.	n.n.	n.n.
25.03.1998	310	141	oF	ZA(1)	0				
25.03.1998	310	141	oF	ZA(2)	0				
25.03.1998	310	141	GF12m	ZA(3)	0				
25.03.1998	310	141	GF12m	ZA(4)	0,014	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.

Fortsetzung Tab. 63

Datum	TnA <i>Stentan</i>	TnA <i>Dicuran</i>	Variante	Auffv	Abfluß (l pro m ²)	Chl (µg l ⁻¹)	Met in µg l ⁻¹)	Ter (µg l ⁻¹)	Pen (µg l ⁻¹)
07.04.1998	323	154	oF	ZA(1)	0				
07.04.1998	323	154	oF	ZA(2)	0,058	5,93	n.n.	n.b.	n.b.
07.04.1998	323	154	GF12m	ZA(3)	0,259	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
07.04.1998	323	154	GF12m	ZA(4)	0,099	n.n.	n.n.	n.n.	n.b.
13.04.1998	329	160	oF	ZA(1)	0				
13.04.1998	329	160	oF	ZA(2)	0,081	7,11	n.n.	0,90	n.n.
13.04.1998	329	160	GF12m	ZA(3)	0,543	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
13.04.1998	329	160	GF12m	ZA(4)	0,116	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
23.04.1998	339	184	oF	ZA(1)	0				
23.04.1998	339	184	oF	ZA(2)	0				
23.04.1998	339	184	GF12m	ZA(3)	0				
23.04.1998	339	184	GF12m	ZA(4)	0,035	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
07.05.1998	353	198	oF	ZA(1)	0				
07.05.1998	353	198	oF	ZA(2)	0,049	0,89	n.n.	n.b.	n.n.
07.05.1998	353	198	GF12m	ZA(3)	0,267	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
07.05.1998	353	198	GF12m	ZA(4)	0,116	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
08.06.1998	14		oF	ZA(1)	0				
08.06.1998	14		oF	ZA(2)	0,070	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
08.06.1998	14		GF12m	ZA(3)	0,512	n.n.	17,3	9,86	n.n.
08.06.1998	14		GF12m	ZA(4)	0,099	n.n.	21	12,2	n.n.
14.06.1998	20		oF	ZA(1)	0				
14.06.1998	20		oF	ZA(2)	0,070	n.n.	43,2	25,3	1,22
14.06.1998	20		GF12m	ZA(3)	0,009	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.
14.06.1998	20		GF12m	ZA(4)	0,070	n.n.	4,61	4,17	n.n.
14.07.1998	50		oF	ZA(1)	0				
14.07.1998	50		oF	ZA(2)	0,116	n.n.	6,47	7,15	0,83
14.07.1998	50		GF12m	ZA(3)	0,543	n.n.	0,99	0,91	n.n.
14.07.1998	50		GF12m	ZA(4)	0,116	n.n.	0,28	0,78	n.n.
21.07.1998	57		oF	ZA(1)	0				
21.07.1998	57		oF	ZA(2)	0,116	n.n.	6,37	7,43	n.n.
21.07.1998	57		GF12m	ZA(3)	0,543	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.
21.07.1998	57		GF12m	ZA(4)	0,116	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.
27.08.1998	94		oF	ZA(1)	0				
27.08.1998	94		oF	ZA(2)	0,116	n.n.	0,49	2,13	n.n.
27.08.1998	94		GF12m	ZA(3)	0,009	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.
27.08.1998	94		GF12m	ZA(4)	0,010	n.n.	n.n.	0,52	n.b.
08.09.1998	106		oF	ZA(1)	0				
08.09.1998	106		oF	ZA(2)	0,116	n.n.	n.n.	2,31	n.n.
08.09.1998	106		GF12m	ZA(3)	0,050	n.n.	n.n.	0,30	n.n.
08.09.1998	106		GF12m	ZA(4)	0,037	n.n.	n.n.	0,66	n.n.
16.09.1998	116		oF	ZA(1)	0				
16.09.1998	116		oF	ZA(2)	0,116	n.n.	0,98	2,72	n.n.
16.09.1998	116		GF12m	ZA(3)	n.u.				
16.09.1998	116		GF12m	ZA(4)	0,116	n.n.	0,36	0,63	n.n.
21.10.1998	149		oF	ZA(1)	0				
21.10.1998	149		oF	ZA(2)	0,116	n.n.	0,78	2,72	n.n.
21.10.1998	149		GF12m	ZA(3)	0				
21.10.1998	149		GF12m	ZA(4)	0,017	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.

Fortsetzung Tab. 63

Datum	TnA <i>Stentan</i>	TnA <i>Dicuran</i>	Variante	Auffv	Abfluß (l pro m ²)	Chl (µg l ⁻¹)	Met in µg l ⁻¹)	Ter (µg l ⁻¹)	Pen (µg l ⁻¹)
16.12.1998	205		oF	ZA(1)	0				
16.12.1998	205		oF	ZA(2)	0,116	n.n.	n.b.	1,13	n.n.
16.12.1998	205		GF12m	ZA(3)	n.u.	n.n.	n.n.	0,60	n.n.
16.12.1998	205		GF12m	ZA(4)	0,035	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
25.02.1999	276		oF	ZA(1)	0				
25.02.1999	276		oF	ZA(2)	0,116	n.n.	n.n.	0,49	n.n.
25.02.1999	276		GF12m	ZA(3)	0,543	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
25.02.1999	276		GF12m	ZA(4)	0,116	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
09.03.1999	288		oF	ZA(1)	0				
09.03.1999	288		oF	ZA(2)	0,116	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
09.03.1999	288		GF12m	ZA(3)	0,543	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
09.03.1999	288		GF12m	ZA(4)	0,116	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
25.03.1999	304		oF	ZA(1)	0				
25.03.1999	304		oF	ZA(2)	0,116	n.n.	n.n.	0,52	n.n.
25.03.1999	304		GF12m	ZA(3)	0,543	n.n.	n.n.	n.b.	n.n.
25.03.1999	304		GF12m	ZA(4)	0,116	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
23.04.1999	333		oF	ZA(1)	0				
23.04.1999	333		oF	ZA(2)	0,116	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
23.04.1999	333		GF12m	ZA(3)	0,543	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
23.04.1999	333		GF12m	ZA(4)	0,112	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
10.05.1999	350		oF	ZA(1)	0				
10.05.1999	350		oF	ZA(2)	0,005	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
10.05.1999	350		GF12m	ZA(3)	0,027	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
10.05.1999	350		GF12m	ZA(4)	0				
01.06.1999	8		oF	ZA(1)	0				
01.06.1999	8		oF	ZA(2)	0,002	n.n.	0,92	0,61	n.n.
01.06.1999	8		GF12m	ZA(3)	0				
01.06.1999	8		GF12m	ZA(4)	0,002	n.n.	1,54	n.n.	n.n.
02.06.1999	9		oF	ZA(1)	0				
02.06.1999	9		oF	ZA(2)	0,116	n.n.	773	271	11,5
02.06.1999	9		GF12m	ZA(3)	0,543	n.n.	5,77	1,63	n.n.
02.06.1999	9		GF12m	ZA(4)	0,116	n.n.	448	132	5,46
05.06.1999	12		oF	ZA(1)	0				
05.06.1999	12		oF	ZA(2)	0,116	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.
05.06.1999	12		GF12m	ZA(3)	0,093	n.n.	11,3	5,16	n.n.
05.06.1999	12		GF12m	ZA(4)	0,116	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.
09.06.1999	16		oF	ZA(1)	0				
09.06.1999	16		oF	ZA(2)	n.u.	n.n.	56,4	21,9	n.n.
09.06.1999	16		GF12m	ZA(3)	0,070	n.n.	155	76,3	1,14
09.06.1999	16		GF12m	ZA(4)	0				
27.09.1999	126		oF	ZA(1)	0				
27.09.1999	126		oF	ZA(2)	0				
27.09.1999	126		GF12m	ZA(3)	0,012	n.n.	1,46	0,80	n.n.
27.09.1999	126		GF12m	ZA(4)	0,003	n.n.	0,77	n.n.	n.n.

Danksagung

Mein herzlichster Dank gilt Herrn Prof. Dr. G.W. Brümmer für die Überlassung des interessanten Themas wie auch für die zahlreichen Anregungen und die ausführlichen Diskussionen während der Durchführung der Untersuchungen und der Auswertung der Ergebnisse.

Herrn Prof. Dr. F. Führ danke ich sehr herzlich für die freundliche Bereitschaft zur Übernahme des Korreferats.

Herzlich danken möchte ich Herrn Dr. J. Haider vom Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen für zahlreiche Anregungen bei der Konzeptionierung und Durchführung der Untersuchungen.

Mein herzlicher Dank gilt allen Mitarbeitern, Kollegen und Freunden im Institut für Bodenkunde. Die nette Arbeitsatmosphäre und die stete Hilfsbereitschaft aller haben sehr zum Gelingen der Arbeit beigetragen.

Mein Dank gilt insbesondere Herrn Dr. S. Pätzold und Herrn Priv.Do. Dr. G. Welp für viele wertvolle Anregungen und Diskussion bei der Durchführung der Untersuchungen wie auch dafür, daß stets ein offenes Ohr zu finden war.

Ganz besonders danken möchte ich Frau I. Reutel, Frau S. Hohenberger, Herrn A. Wawzrun und Frau K. Unger für die sorgfältige und umsichtige Durchführung der umfangreichen Analysen.

Bei der Durchführung der Feldarbeiten waren Herr H. Bambarandage-Perera und Herr H. Mrzyglocki aufgrund ihrer stets sehr engagierten Mitarbeit eine große Hilfe. Hierfür gilt beiden mein herzlichster Dank. Auch möchte ich den zahlreichen studentischen Hilfskräften danken, die tatkräftig bei der Durchführung der Feldarbeiten mitgewirkt haben.

Besonders danken möchte ich Frau U. Portius, Frau A. Brehm und Herrn T. Graulich, die ihre Diplomarbeiten im Rahmen der Untersuchung mit viel Interesse und großer Einsatzbereitschaft durchgeführt haben.

Mein Dank gilt auch Frau R.-Y. Kim, Frau S. Budewig und Frau A. Schlonski für ihre hilfreichen Anregungen.

Herrn A. Langer möchte ich für die Bereitstellung der Versuchsfläche sowie für seine stete Hilfsbereitschaft danken. Mein herzlicher Dank gilt Herrn K. Bürgener für die sorgfältige und zuverlässige Durchführung der Bewirtschaftungsmaßnahmen.

Herrn Weck, Herrn Küppers, Herrn Tongers und Herrn Van Hauten möchte ich für ihre große Hilfe bei der Einrichtung der Versuchsanlage danken. Herrn Dr. Reupert vom Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen danke ich für seine Anregungen zur Optimierung der Analytik.

Dem Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen danke ich für die Finanzierung eines Teils der Untersuchungen.

Vor allem aber möchte ich meinen Eltern für all ihre großartige Unterstützung und Herrn R. Michalski für den steten Rückhalt danken.

LEBENS LAUF VON CHRISTINE INA KLEIN

ledig

SCHULBILDUNG

- 1974 - 1987 Grundschule Fürstenfeldbruck-West
1978 - 1988 Kepler-Gymnasium Tübingen
1984/85 Mercer Island High School, Washington, USA
Teilnahme am einjährigen Schüleraustausch

STUDIUM

- 1989 - 1993 Christian-Albrechts-Universität Kiel
Grundstudium der Agrarwissenschaften
1993 - 1996 Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn
Hauptstudium der Agrarwissenschaften
Fachrichtung Pflanzenproduktion
1995 experimentelle Diplomarbeit im Fach Phytomedizin

PRAKTIKA UND BERUFSTÄTIGKEITEN

- 1988 - 1989 Servicehaus der Arbeiterwohlfahrt, Kiel
Freiwilliges Soziales Jahr in der Alten- und Behindertenpflege
1991 - 1992 Hof Schümann, Brande-Hörnerkirchen
Einjähriges landwirtschaftliches Praktikum
Schwerpunkt im Bereich Ackerbau
1994 Oglala Lakota College, Kyle, Süd-Dakota, USA
Teilnahme am viermonatigen Lehr- und Versuchsprogramm:
Organischer Gartenbau im Pine Ridge Indianerreservat
1995 Institut für Pflanzenkrankheiten, Universität Bonn
Zweimonatige Tätigkeit als studentische Hilfskraft
Mitarbeit bei Versuchen zur biologischen Schädlingsbekämpfung
1996 Gut Ostler, Bonn, landwirtschaftlicher Betrieb im Aufbau
Viermonatige Tätigkeit als landwirtschaftliche Betriebsgehilfin
Planung und Durchführung des Feingemüseanbaus
1997 - 2002 Institut für Bodenkunde, Universität Bonn
Wissenschaftliche Mitarbeiterin, Bearbeitung eines Forschungs-
projektes im Auftrag des MUNLV- NRW
seit 2003 SCC Scientific Consulting Company, Wendelsheim
Wissenschaftliche Mitarbeiterin in den Bereichen Umweltverhalten
von Pflanzenschutzmitteln, Ökotoxikologie und Risikoabschätzung