

11 Stoffausträge mit dem Sickerwasser

UWE KLINCK, PETER RADEMACHER,
MARKUS WAGNER, STEFAN FLECK,
BERND AHRENDTS, HENNING MEESENBURG,
ANNEGRET FIER, HEINRICH HÖPER,
HENNING WALLRABENSTEIN &
MARTIN HASSDENTEUFEL

11.1 Stoffausträge unter Forst

11.1.1 Einleitung

Ähnlich den Elementvorräten, die bei Bodeninventuren ermittelt werden (Kap. 4), charakterisieren die Stoffflüsse im Boden den Standort unter seiner jeweiligen Nutzung. Ein wichtiges Ziel ist die langfristige Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit durch Minimierung von anthropogen bedingten ober- und unterirdischen Stoffausträgen aus dem System. Hier sind größere Verluste dann relevant, wenn Einbußen im Ertrag oder beim Zuwachs drohen oder arbeits- und kostenintensive Kompensationsmaßnahmen (z. B. Düngung, Kalkung) erforderlich werden (NW-FVA 2008). Da die Trinkwassergewinnung bevorzugt unter bewaldeten und weniger unter intensiver genutzten landwirtschaftlichen Einzugsgebieten stattfindet, sind die Stoffausträge von Waldökosystemen auch hinsichtlich der Qualität des Grundwassers von Bedeutung, insbesondere wenn kritische Grenzwerte (z. B. hinsichtlich der Schwermetalle im Bodensickerwasser) überschritten werden. Auch Stoffflüsse innerhalb des Bodenprofils sind von Interesse, z. B. bei der Frage, wie sich atmogene Säureinträge auf die Basensättigung in verschiedenen Bodentiefen auswirken.

Für die Berechnung von Stoffausträgen mit dem Sickerwasser sind neben den Stoffkonzentrationen Angaben zur zeitlich und räumlich äußerst variablen Höhe der Wasserflüsse erforderlich. Darüber hinaus werden die Unsicherheiten bei der Interpretation von langfristigen Trends durch die hohe kleinräumige Heterogenität der Stoffkonzentrationen im Sicker-

wasser (DEURER et al. 2001) oder der sie bedingenden Faktoren wie Humusvorräte, Lagerungsdichte, Bodenart und Relief erschwert (PENNE et al. 2010, TEICHERT 2000, GÖTTLEIN & STANJEK 1996). In diesem Beitrag werden zur Analyse der ökosystemrelevanten Sickerwasserausträge und deren zeitlichen Mustern die Jahressummen der Stoffflüsse herangezogen. Für eine weitergehende standortspezifische Bewertung der Forststandorte werden die Austräge den Einträgen gegenübergestellt.

11.1.2 Material und Methoden

Die Stoffflüsse an der untersten Tiefenstufe der Sickerwassergewinnung, mit mindestens drei Wiederholungen, werden als Austrag unterhalb der von den Beständen durchwurzelten Zone interpretiert. Die Stoffkonzentrationen wurden für jeden Beprobungszeitraum mit den modellierten Wasserflüssen multipliziert. Ein Großteil der Grundwasserneubildung findet erfahrungsgemäß im ausklingenden Winter statt, nachdem der durch die vorangegangene Vegetationsperiode entleerte Bodenwasserspeicher wieder aufgefüllt ist (MANDERSCHIED & MATZNER 1995). Deshalb sind die Stoffkonzentrationen im Winter von besonderem Gewicht.

Zwei verschiedene Wasserhaushaltsmodelle, die auf physikalisch begründeten Modellansätzen beruhen, kamen zum Einsatz: SIMPEL (HÖRMANN 1997) für die Standorte „Göttinger Wald“ (F009GWBU), „Ehrhorn, Eiche“ (F002-EHEI) und „Augustendorf“ (F021AUKI) sowie LWF-BROOK90 (HAMMEL & KENNEL 2001) für alle anderen BDF-F, außer „Harste“ (F008-HABU). Für die betreffenden BDF-F kann somit auf Zeitreihen des Stoffflusses von 15 bis 33 Jahren zurückgegriffen werden (Tab. 11.1). Unter Berücksichtigung der Streuung (Standardfehler) werden die ersten fünf Jahre mit den letzten fünf Jahren der Zeitreihe verglichen, um eine Einschätzung langfristiger Trends vornehmen zu können. Bei der Interpretation der Stoffflüsse für die Kiefern-BDF-F „Augustendorf“ (F021AUKI) ist zu beachten, dass hier 1985 mit 4 t ha^{-1} dolomithaltigem Material gekalkt wurde. Dies entspricht einem einmaligen Eintrag von ca. 1060 kg ha^{-1} Calcium und 230 kg ha^{-1} Magnesium.

Tab. 11.1: Jährliche Sickerwassermengen [mm] auf BDF-F mit Angabe der Bodentiefe, für die Wasserflüsse berechnet wurden (Austragstiefe) und Anzahl der räumlichen Wiederholungen (Wert: Stoffkonzentrationen vorhanden, Unterstreichung: auch Schwermetallkonzentrationen vorhanden).

Hauptbaumart	----- BUCHE -----			EICHE	----- FICHTE -----				----- KIEFER -----	
Bezeichnung	F003LSBU	F006SLB1	F009GWBU	F002EHEI	F005LBNH	F005LBKA	F005LBSH	F007SLF1	F004FUKI	F021AUKI
Austragstiefe (cm)	60	90	100	150	80	80	80	100	100	250
Wdh. (n = ...)	6	3	3	5	8	4	8	4	6	6
1977					835		605			
1978					790		595			
1979					670		485			
1980				465	780		615			
1981			505	500	1090		850			
1982			215	240	680		465			
1983			180	305	725		505			
1984			215	350	920		725			
1985			160	290	775		565			
1986			220	240	870	770	700			
1987			345	400	960	855	760			
1988			195	360	950	800	725			
1989			160	185	475	400	320			
1990			155	230	540	465	375			
1991			130	220	605	510	425			
1992		550	230	255	685	620	520	360		
1993	390	470	235	390	780	685	580	385	270	
1994	550	765	280	420	1025	955	815	600	250	285
1995	370	530	230	305	800	735	600	370	185	185
1996	245	300	170	115	475	395	325	120	145	20
1997	250	255	190	185	760	605	525	90	85	50
1998	610	600	320	450	1055	930	860	345	235	170
1999	315	510	225	315	675	530	480	325	100	185
2000	260	580	220	280	860	680	630	435	130	115
2001	405	680	235	380	885	730	675	590	215	145
2002	550	800	325	665	1375	1215	1185	715	370	185
2003	215	395	250	225	500	425	390	255	190	95
2004	340	575	235	205	790	625	585	445	210	95
2005	300	515	210	265	690	510	485	395	145	105
2006	265	575	180	285	585	400	360	500	120	115
2007	365	995	285		1505	1285	1275	950	400	240
2008	235	535	190	355	820	635	615	385		170
2009	225	610	215	165	675	465	455	520		80

11.1.3 Makro-Elemente

Analog der Vorgehensweise bei den Stoffkonzentrationen (Kap. 10) wird auf die Stoffflüsse der Kationen Calcium, Kalium und Magnesium sowie der Anionen Chlorid, Nitrat und Sulfat eingegangen. Die Berechnung von Stoffflüssen ist für acht BDF-F sowie die beiden assoziierten Fichtenstandorte in der Langen Bramke möglich (Tab. 11.1). Die Höhe der Stoffflüsse ist insbesondere von der Höhe der Wasserflüsse abhängig, was sich besonders in hydroklimatisch extremen Jahren zeigt. Zu nennen wäre hier z. B. das im langjährigen Mittel niederschlagsreiche Jahr 2007 (erhöhte Stoffflüsse) und die vergleichsweise trockenen Jahre 1996 und 2003 (ML 2010).

Die im Vergleich sehr hohen (100–350 kg ha⁻¹ a⁻¹) Calciumausträge im „Göttinger Wald“ (F009GWBU) sind dem carbonathaltigen Ausgangsgestein geschuldet. Bei allen anderen BDF-F betragen sie 2009 weniger als 6 kg ha⁻¹ a⁻¹ (Abb. 11.1). Erhöhte Calciumausträge treten bei denjenigen BDF-F auf, auf denen

auch höhere Konzentrationen gemessen wurden („Augustendorf“/F021AUKI, „Ehrhorn, Eiche“/F002EHEI). Es konnten entweder keine oder abnehmende Trends festgestellt werden.

Bei den Chloridausträgen werden Werte zwischen 10–30 kg ha⁻¹ a⁻¹ erreicht, wobei Laubholzbestände niedrigere Austräge als Nadelholzbestände aufweisen. Ebenso wie die Chloridkonzentrationen (Kap. 10) nehmen auch die Chloridausträge im Solling („Solling, B1“/F006SLB1, „Solling, F1“/F007SLF1) zu. Im Übrigen gibt es keine markanten Trends. „Augustendorf“ fällt durch große (2–131 kg ha⁻¹ a⁻¹) Jahresschwankungen auf.

Vergleichsweise klein sind dagegen die Kaliumausträge. Sie betragen mit Ausnahme des besonders niederschlagsreichen Jahres 2007 1–4 kg ha⁻¹ a⁻¹ und zeigen bis auf eine Zunahme bei der BDF-F „Solling, B1“ keine auffälligen Trends.

Die Magnesiumausträge, die in der Höhe den Kaliumausträgen entsprechen, weisen mit Ausnahme der BDF „Augustendorf“ abnehmende

Trends auf „Augustendorf“ weist als einzige in der Vergangenheit gekalkte BDF-F fluktuierende Austragsmengen zwischen 0 und 12 kg ha⁻¹ a⁻¹ auf.

Auf der BDF-F „Augustendorf“ sind die Nitratausträge im Vergleich zu anderen Waldstandorten sehr hoch (Abb. 11.2). Auch auf „Lange Bramke, Nordhang“ (F005LBNH) werden Nitrat-N-Flüsse von 25 kg ha⁻¹ a⁻¹ in mehreren Jahren erreicht. Nach BLOCK et al. (2000) werden Waldökosysteme mit Stickstoffausträgen über 15 kg ha⁻¹ a⁻¹ als auf hohem Niveau stickstoffgesättigt betrachtet. Bei den beiden assoziierten Fichten-BDF-F („Lange Bramke, Kamm“/F005LBKA, „Lange Bramke, Südhang“/F005LBSH) und bei „Fuhrberg, Kiefer“ (F004FUKI) gibt es hingegen kaum Nitratausträge. Ein genereller Effekt der Baumart kann hieraus aber nicht abgeleitet werden (HORVÁTH, MEIWES & MEESENBURG 2009, BORKEN & MATZNER 2004).

Das Beispiel der Sulfatausträge zeigt eindrücklich, wie stark die zeitliche Entwicklung der Konzentrationen durch die jährliche Variabilität der Wasserflüsse überprägt wird (Abb. 11.3). Besonders deutlich wird dies im Trockenjahr 1996 und im niederschlagsreichen Jahr 2007. In klimatischen Normaljahren hat sich, außer bei „Solling, F1“ und „Lange Bramke, Südhang“, das Niveau der Sulfat-S-Austräge mit der Bodenlösung 2009 auf Werte um 10 kg ha⁻¹ a⁻¹ verringert.

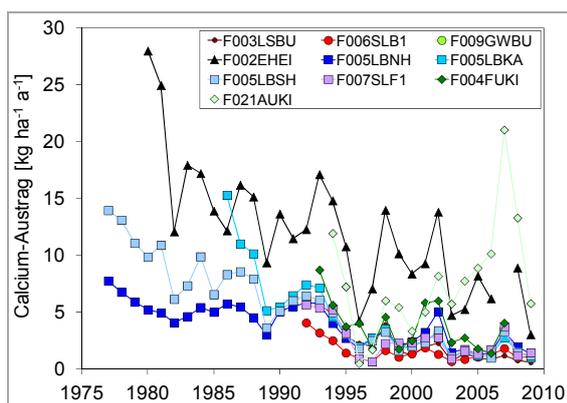


Abb. 11.1: Calciumausträge unterhalb des Hauptwurzelraumes auf BDF-F mit den Baumarten Buche (●), Eiche (▲), Fichte (■) und Kiefer (◆). Calcium im „Göttinger Wald“ (F009GWBU) >30 kg ha⁻¹ a⁻¹.

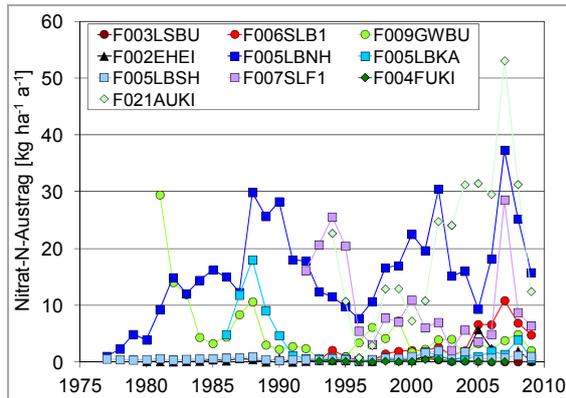


Abb. 11.2: Nitrat-N-Austräge unterhalb des Hauptwurzelraumes auf BDF-F mit den Baumarten Buche (●), Eiche (▲), Fichte (■) und Kiefer (◆).

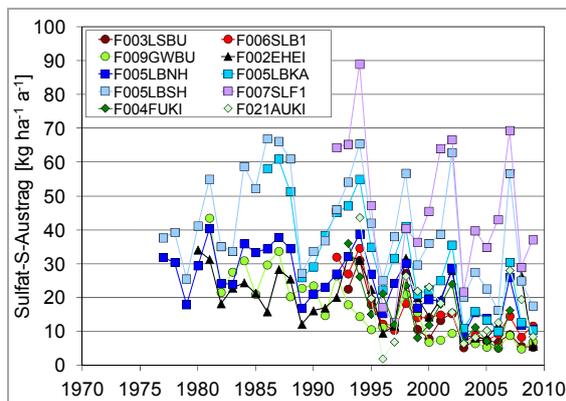


Abb. 11.3: Sulfat-S-Austräge unterhalb des Hauptwurzelraumes auf BDF-F mit den Baumarten Buche (●), Eiche (▲), Fichte (■) und Kiefer (◆).

Die Stoffausträge werden u. a. von den im Boden verfügbaren Vorräten gesteuert (Kap. 4). So sind die Gesamtschwefelvorräte im Boden (Humusaufgabe + Mineralboden) besonders bei „Solling, F1“ und im „Göttinger Wald“ vergleichsweise hoch (>2 t ha⁻¹). Für den Solling ist demnach durch die „Schleppwirkung“ des mobilen Anions Sulfat auch in den nächsten Jahren von erhöhten Austrägen an wichtigen Nährelementen wie Calcium und Magnesium auszugehen. Für den Muschelkalkstandort im „Göttinger Wald“ sind diese Austräge als weniger bedenklich einzustufen, da hier große Vorräte an Calcium vorhanden sind. Für den Nord- und Südhang der Langen Bramke und die Buchen-BDF-F im Solling sind Gesamtschwefelvorräte von 1–2 t ha⁻¹ zu verzeichnen, und alle übrigen BDF-F weisen Vorräte von ca. 1 t ha⁻¹

auf. Bei den Gesamtstickstoffvorräten im Boden sind die Maxima auf der Buchen-BDF-F im „Göttinger Wald“ (11 t ha^{-1}) und auf „Solling, B1“ (aktuell 10 t ha^{-1}) zu finden. Die generell eher nährstoffarmen Standorte „Ehrhorn, Eiche“ und „Lüss“ (F003LSBU) weisen hingegen Gesamtstickstoffvorräte von $5\text{--}6 \text{ t ha}^{-1}$ aus, während alle andere Standorte, insbesondere die Nadelbaumstandorte, durch Werte von ca. $7\text{--}9 \text{ t ha}^{-1}$ charakterisiert sind. Die BDF-F mit hohen Nitratflüssen im Bodensickerwasser („Lange Bramke, Nordhang“, „Augustendorf“) sind hinsichtlich ihrer Bodenvorräte an Stickstoff und Schwefel folglich nicht besonders auffällig.

Für eine vereinfachte Zustandsbeschreibung der Standorte hinsichtlich der Austräge von Calcium, Kalium, Magnesium und (Gesamt-) Stickstoff wurden die in der zwanzigjährigen Laufzeit des BDF-Programms berechneten Jahreswerte arithmetisch gemittelt. Die Standardfehler bilden die interannuelle Variabilität ab (Abb. 11.4).

Die mittleren Calciumausträge sind, abgesehen vom Muschelkalk-Standort „Göttinger Wald“, bei „Ehrhorn, Eiche“ am höchsten und bei der Buchen-BDF-F „Solling, B1“ am geringsten. Infolge der Kalkungsmaßnahme 1985 verzeichnet auch die Kiefern-BDF-F „Augustendorf“ vergleichsweise hohe Calciumaus-

träge. Signifikante Unterschiede bestehen zwischen „Ehrhorn, Eiche“ und allen anderen BDF-F mit Ausnahme der Kiefern-BDF-F „Augustendorf“ und „Fuhrberg“. Auch „Solling, B1“ unterscheidet sich signifikant von „Augustendorf“. Der „Göttinger Wald“ nimmt aufgrund des carbonathaltigen Ausgangsgesteins eine Sonderstellung ein (BRUMME & KHANNA 2009).

Hinsichtlich der Kaliumausträge gibt es keine signifikanten Unterschiede zwischen den Standorten und Baumarten. Die Magnesiumausträge haben infolge der Kalkungsmaßnahme ihr Maximum auf der Kiefernfläche „Augustendorf“. Auf der anderen Kiefernfläche „Fuhrberg“ sind die Austräge im Vergleich der BDF-F untereinander hingegen am geringsten. Signifikante Unterschiede gibt es zwischen „Göttinger Wald“, „Ehrhorn, Eiche“ und „Augustendorf“ einerseits und „Lüss“, „Solling, B1“ und „Fuhrberg“ andererseits, während die übrigen BDF-F eine Mittelposition einnehmen.

Die deutlichsten standörtlichen Unterschiede werden bei den Gesamtstickstoffausträgen offenbar. Vergleichsweise hohe Austräge verzeichnen hier die Standorte „Solling, F1“, „Lange Bramke, Nordhang“ und „Augustendorf“, die gleichzeitig auch durch sehr hohe Stickstoffdepositionen charakterisiert sind (GAUGER et al. 2008).

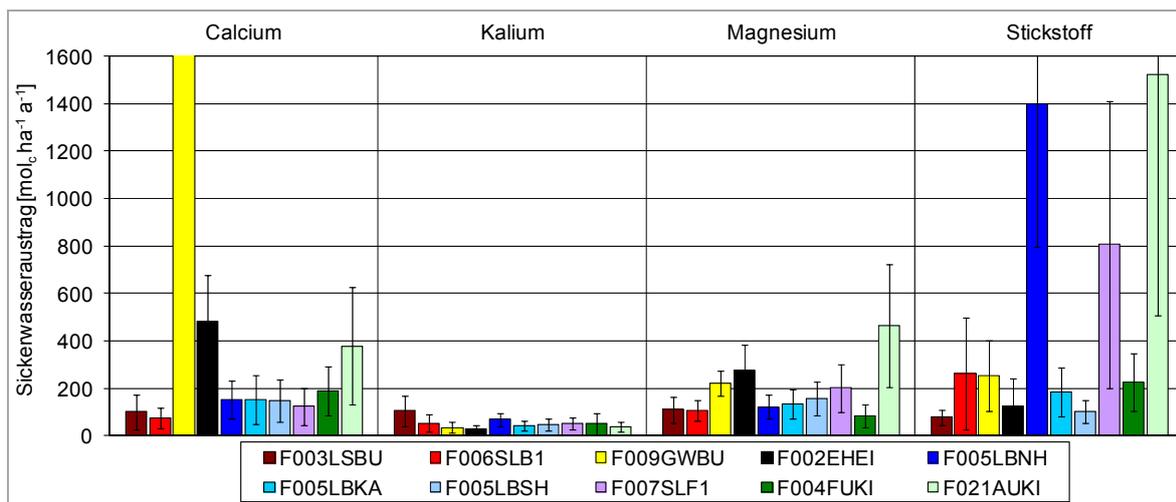


Abb. 11.4: Mittlere jährliche Calcium-, Kalium-, Magnesium- und (Gesamt-)Stickstoffausträge \pm Standardfehler mit dem Sickerwasser auf BDF-F mit den Baumarten Buche, Eiche, Fichte und Kiefer. Calcium im „Göttinger Wald“ (F009GWBU): $10,644 \pm 2,835 \text{ mol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Baumartenspezifische Verallgemeinerungen sollten aus folgenden Gründen mit Vorsicht erfolgen:

- Zwischen den Solling-BDF-F mit Buche und Fichte gibt es keine signifikanten Unterschiede, auch wenn die Austräge unter Fichte bis auf das Element Kalium höher als die unter Buche sind.
- Zwischen den Buchenstandorten gibt es nur beim Magnesium Unterschiede, wo sich der nährstoffreiche „Göttinger Wald“ von den Standorten „Lüss“ und „Solling, B1“ signifikant unterscheidet.
- Für die Eiche kann nur auf Daten einer Fläche zurückgegriffen werden.
- Die Fichtenstandorte unterscheiden sich nur in ihren Stickstoffausträgen signifikant, hier aber interessanterweise sogar innerhalb des kleinen Wassereinzugsgebietes der Langen Bramke (Harz).
- Bei den Kiefernstandorten gibt es signifikante Unterschiede bei den Magnesium- und Stickstoffausträgen, die aber auf die Kalkung und die hohen Stickstoffeinträge aus der Deposition in „Augustendorf“ zurückzuführen sind.

11.1.4 Schwermetalle

Die Schwermetallausträge mit dem Bodensickerwasser weisen standörtlich große Unterschiede auf (Abb. 12.10 und Tab. 12.1): So liegen die aktuellen Blei- und Cadmiumausträge bei den Fichten-BDF-F „Lange Bramke, Nordhang“ (F005LBNH) und „Solling, F1“ (F007-SLF1) mit $5\text{--}20\text{ g ha}^{-1}\text{ a}^{-1}$ z. T. deutlich über denen der übrigen BDF-F, die in den letzten zehn Jahren nur gelegentlich Werte von $1,5\text{ g ha}^{-1}\text{ a}^{-1}$ Blei und $3\text{ g ha}^{-1}\text{ a}^{-1}$ Cadmium erreichten. Dagegen wurden insbesondere am Standort „Lange Bramke, Kamm“ (F005LBKA) noch bis Mitte der 1990er Jahre Austräge von $60\text{--}140\text{ g ha}^{-1}\text{ a}^{-1}$ Blei und $15\text{--}40\text{ g ha}^{-1}\text{ a}^{-1}$ Cadmium ermittelt. Dabei überschreiten die Austräge für das mobilere Cadmium (z. T. auch Zink) die Einträge um das bis zu Fünffache, während für das weniger mobile Blei (ebenso Kupfer) umgekehrt die Einträge die Austräge um das bis zu 65fache übersteigen. Im Fall von Blei und Kupfer kommt es also durch das Überwiegen der Einträge zu einer weiteren Akkumulation im Boden, während beim Cadmium und teilweise auch beim Zink das Überwiegen der Austräge

zu einer Abreicherung der Schwermetallvorräte im Boden führt (Abb. 12.10 und Tab. 12.1). Offenbar sind die Böden aufgrund der Versauerung und der im unteren Mineralboden schwachen Rückhaltebedingungen (Kap. 4) im Falle mobiler Schwermetalle nicht mehr in der Lage, die über Jahrzehnte hohen Einträge und Akkumulationen zurückzuhalten (BRÜMMER & HERMS 1983). Diese Situation ist z. B. für die Trinkwassergewinnung in der Harzregion von besonderer Bedeutung (MATSCHULAT et al. 1987). Die akute Austragsproblematik der weniger mobilen Schwermetalle ist dagegen deutlich geringer ausgeprägt, wenngleich auch beim Blei – allerdings in den vergangenen Jahren nur noch selten und lediglich im niedrigsten Bereich – Überschreitungen von Schwellenwerten auftreten (Kap. 10). Allerdings muss hierbei verfolgt werden, ob es nicht in Zukunft bei weiteren Schwermetallen und insbesondere auf sauren Bergland- und Nadelbaumstandorten (Kap. 4) ebenfalls zu einer Überschreitung der Speicherkapazität der Böden und zu einem Anstieg der Schwermetallausträge kommen kann.

11.2 Stoffausträge unter Acker

11.2.1 Einleitung

Stoffkonzentrationen im Sickerwasser können einen ersten Hinweis auf eine potenzielle Belastungssituation für das Grundwasser geben. Entscheidend sind jedoch die tatsächlich mit dem Sickerwasser ausgetragenen Stofffrachten. Diese Stoffausträge können direkt im Gelände erfasst werden. Dazu wurden von 2001 bis Anfang 2003 an sechs Standorten in Niedersachsen Doppel-Lysimeter mit je 1 m^2 Grundfläche installiert. Sie werden analog zur jeweiligen BDF bewirtschaftet. In ein bis maximal 2 m Tiefe wird der Lysimeterabfluss quantitativ erfasst und analysiert. Um auch die mittels Saugsonden gewonnenen Stoffkonzentrationen (Kap. 10.2) in Frachten umrechnen zu können, wird eine Wasserhaushaltsmodellierung mit einem DVWK-Modell (DVWK 1996) nach WENDLING, MÜLLER & SCHWEDE (1984) und WENDLING, SCHELLIN & THOMÄ (1991) durchgeführt. Die Eingangsgrößen für die Wasserhaushaltsmodelle werden aus Wetterdaten gewonnen, insgesamt 13 BDF-L-Standorte sind mit Wetterstationen ausgestattet. Die

Ergebnisse können abschließend an den Lysimetern geeicht werden.

11.2.2 Sickerwasserraten der Lysimeterstationen

Der jahreszeitliche Verlauf der Sickerwasserspende korreliert eng mit den Niederschlägen, abzüglich der Verdunstung (Evapotranspiration). Auf grundwasserfernen Böden wird die absolute Höhe ferner von den Bodeneigenschaften, insbesondere der Bodenart bzw. der Feldkapazität, bestimmt. Übersteigt der Wassergehalt im Boden die Feldkapazität im effektiven Wurzelraum, tritt Sickerwasser auf. Mit Hilfe der Lysimeter wird die gebildete Sickerwassermenge präzise erfasst (Tab. 11.2)

Am Standort L065JUEH traten im Mittel der Jahre 2003–2010 505 mm Sickerwasser auf, auf der 12 km entfernten BDF L051REIH nur 163 mm. Die Niederschlagsdifferenz zwischen den beiden Standorten beträgt zwar 141 mm, das reicht jedoch nicht aus, um die Differenz der Sickerwassermenge von 342 mm zu erklären. Maßgebend sind die Bodenunterschiede: L065JUEH ist ein flachgründiger Kalksteinverwitterungsboden mit hoher Wasserdurchlässigkeit im Kalksteinverwitterungsersatz. L051REIH hingegen hat einen deutlich geringeren Steinanteil. Zudem besitzt der Ton ein starkes Quellungsvermögen, dies bedingt eine geringe Wasserleitfähigkeit. Aufgrund der schwachen Hangneigung des Standorts wird Wasser rasch oberflächlich abgeführt.

Tab. 11.2: Standorteigenschaften der Lysimeter: Lysimetertiefe, Hauptbodenart, mittlere jährliche korrigierte Niederschläge der Jahre 2003–2010, mittlere Sickerwasserrate der Winterhalbjahre 2003/04 bis 2009/10.

Lysimeterstandorte	Tiefe [m]	Bodenart	Niederschlag [mm a ⁻¹]	Sickerwasserrate [mm a ⁻¹]
FV Thülsfelde	2	Sand	783	434
L010UESE	2	Sand	777	414
L065JUEH	1	Ton	771	505
L051REIH	1,5	Ton	630	163
L070SEHL	1	Schluff	679 ¹	303
L064HOHE	2	Sand	781 ²	338

¹ Niederschlag an der Station Haverlah (2003–2008).

² Mit Berechnung.

Der Lysimeterstandort Thülsfelde ist einem Feldversuch der Landwirtschaftskammer Niedersachsen angeschlossen und liegt in der Nähe der Standorte L021GROE und L032-MARK (westliches Niedersachsen). Die vergleichsweise hohen Niederschläge in dieser Region, gepaart mit wasserdurchlässigen Sandböden, führen zu hohen Sickerwassermengen von durchschnittlich 434 mm am Standort Thülsfelde. Vergleichbare Klima- und Bodenverhältnisse finden sich auch an der Lysimeterstation L010UESE im mittleren Niedersachsen. Im niederschlagsärmeren östlichen Niedersachsen werden zur Ertragssicherung auf Sandböden, wie der Lysimeterstandort L064HOHE, Berechnungsanlagen eingesetzt. Die Berechnungsgaben werden von der lokalen Wetterstation zusammen mit den Niederschlägen erfasst. Da das Berechnungswasser größtenteils von der jeweiligen Kultur verbraucht wird, trägt es nur wenig zur Sickerwasserbildung bei. Daher liegt die Sickerwassermenge mit 338 mm hier deutlich niedriger als in Thülsfelde.

Schluffreiche Böden besitzen in der Regel eine hohe Wasserspeicherfähigkeit und niedrige Sickerwasserraten. Am Standort L070SEHL, einem Kalksteinverwitterungsboden, nimmt jedoch der Steinanteil mit der Tiefe deutlich zu und verringert die Wasserspeicherfähigkeit, so dass durchschnittlich 303 mm Sickerwasser gebildet wurden.

Die Jahressickerwassersummen eines Standortes können zwischen den Jahren erheblich schwanken. Abbildung 11.5 zeigt dies beispielhaft für den Standort L064HOHE.

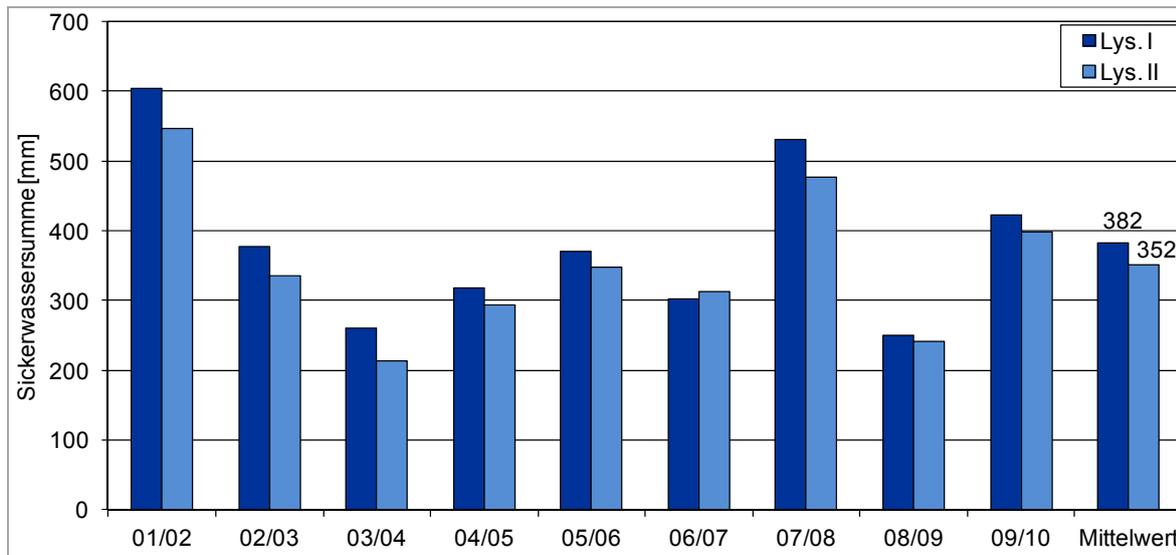


Abb. 11.5: Jährliche Sickerwassermenge in den Winterhalbjahren im Lysimeter L064HOHE.

Lysimeter II weist tendenziell etwas niedrigere Sickerwassermengen als Lysimeter I auf. Dies kann auf geringfügige Bodenunterschiede zurückgeführt werden. Im niederschlagsreichen Winterhalbjahr 2007/08 wurden im Mittel der beiden Lysimeter 505 mm Sickerwasser gebildet. Im folgenden frostreichen und niederschlagsarmen Winterhalbjahr 2008/09 waren es hingegen nur 245 mm. Im Durchschnitt der betrachteten neun Jahre wurden 367 mm Sickerwasser gemessen.

Bei gleichen Boden- und Klimaverhältnissen wird die Sickerwasserrate im Wesentlichen von der Nutzung bestimmt und nimmt in der Reihenfolge Nadelwald, Laubwald, Grünland, Acker deutlich zu (RENGER et al. 1984). Unter Nadelwald ist die Evapotranspiration am höchsten, vergleichsweise wenig Niederschlag erreicht die Bodenoberfläche. Daher werden z. B. auf der Forst-BDF „Augustendorf“ (F021-AUKI, Nadelwald) im Mittel jährlich 129 mm Sickerwasser gebildet (Tab. 11.1), im nur wenige Kilometer entfernten ackerbaulich genutzten Lysimeter Thülsfelde aber 448 mm (jeweils Sand als Hauptbodenart, Mittelwert der Jahre 2003–2009).

11.2.3 Nährstofffrachten

Lysimeteruntersuchung

Unter Ackernutzung können erhebliche Nährstoffmengen mit dem Sickerwasser ausgetragen werden. Eine Methode, diese zu erfassen, ist die Bestimmung der Nährstoffkonzentrationen im Sickerwasser der Lysimeter. Abbildung 11.6 zeigt die mittleren Nährstofffrachten des Lysimeters L065JUEH der Winterhalbjahre 2003/04 bis 2009/10.

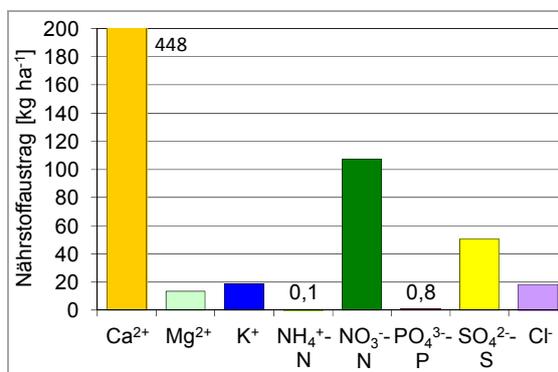


Abb. 11.6: Mittlere Nährstofffrachten im Sickerwasser des Lysimeters L065JUEH der Winterhalbjahre 2003/04 bis 2009/10.

Auf dem flachgründigen und carbonatreichen Boden wird eine organisch und mineralisch gedüngte Raps-/Getreidefruchtfolge gefahren. Wie sich bereits anhand der Ionenbilanz (Abb. 10.14) abzeichnete, werden insbesondere Nitrat und Calcium mit dem Sickerwasser ausgetragen. Während das Calcium größtenteils aus der Verwitterung des Kalksteins stammt, wird Nitrat, aber auch Chlorid und Sulfat überwiegend über die Düngung in den Boden eingetragen. Phosphor wird nach der Düngung im Boden rasch an Oxide und Tonminerale sorbiert. Er wird daher auf Mineralböden nur in geringen Mengen mit dem Sickerwasser verlagert.

Auf sandigen, carbonatarmen Ackerböden wie L064HOHE ist eine regelmäßige Kalkung erforderlich, um einer pH-Absenkung durch Versauerung entgegenzuwirken. Daher werden auch auf diesen Standorten größere Mengen Calcium- und auch Magnesiumionen aus der Verwitterung der zugeführten Carbonate freigesetzt und ausgewaschen (Abb. 11.7).

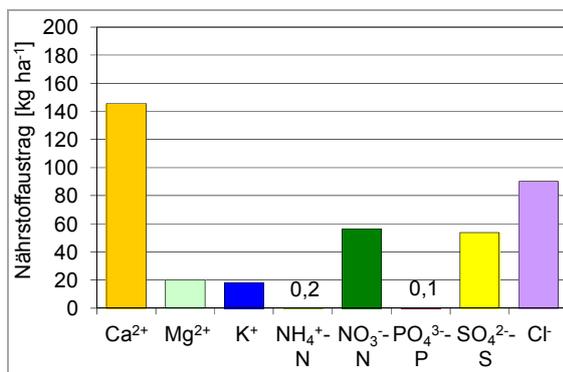


Abb. 11.7: Mittlere Nährstofffrachten im Sickerwasser des Lysimeters L064HOHE der Winterhalbjahre 03/04 bis 09/10.

Saugsondenuntersuchungen

Lysimeter sind zu kostenintensiv, um sie flächendeckend auf den BDF-Standorten zu installieren. Um dennoch Informationen über Frachten der mit dem Sickerwasser ausgetragenen Stoffe zu erhalten, werden Wasserhaushaltsmodelle eingesetzt. Mit ihrer Hilfe können die mittels Saugsonden gewonnenen Stoffkonzentrationen in Frachten umgerechnet werden. In Abbildung 11.8 sind die mittleren N-Frachten

in kg N ha⁻¹ a⁻¹ aller BDF-Flächen mit Saugsondenanlage dargestellt. Zusätzlich ist der mittlere Brutto-N-Saldo (N-Zufuhr minus N-Entzug) in kg ha⁻¹ a⁻¹ im Diagramm abgetragen (Kap. 3.3.2). Bei den Bruttobilanzen wird der Stickstoffeintrag aus der organischen Düngung zu 100 % angerechnet, ohne Berücksichtigung der Verfügbarkeit des organischen Stickstoffs. Gasförmige Verluste, z. B. bei der Ausbringung der organischen Düngemittel, werden nicht abgezogen, andererseits wird der atmosphärische Stickstoffeintrag ebenfalls nicht als Eintrag angesetzt.

Es wird deutlich, dass insbesondere auf den Sandböden im langjährigen Mittel der N-Saldo und der mittlere N-Austrag mit dem Sickerwasser eng linear korrelieren. ($R^2 = 0,97$). Aus der Steigung der Regressionsgeraden (0,9) kann geschlossen werden, dass der langjährige mittlere N-Saldo fast vollständig mit dem Sickerwasser aus der Fläche ausgetragen wird. Ein im Gleichgewicht befindlicher Boden ist nicht in der Lage, zusätzlich zum Pflanzenbedarf eingebrachten Stickstoff dauerhaft zu binden, eine Festlegung des überschüssig gedüngten Stickstoffs in der organischen Substanz des Bodens wurde nicht festgestellt. Bei den Auenböden ist das Bestimmtheitsmaß niedriger, da weitere Prozesse zu berücksichtigen sind. Durch Denitrifikation kann es zu Nitratabbau im Sickerwasser kommen. Auf der BDF L051REIH wird zudem seit einigen Jahren pfluglos gearbeitet. Dadurch hat sich der Humusgehalt leicht erhöht, im Mittel wurden 50 kg N ha⁻¹ a⁻¹ im Humus festgelegt und damit der Auswaschung entzogen. Auf der BDF L012BUEH haben sich im betrachteten Zeitraum die Humusvorräte reduziert, wodurch zusätzlich Stickstoff freigesetzt wurde. Auf der BDF L021GROE überschreitet die N-Auswaschung den N-Überschuss deutlich. Die ökologisch bewirtschaftete Fläche wird nur verhalten organisch gedüngt, allerdings konnte im Saldo der Stickstoffeintrag über Leguminosen nur grob anhand von Richtwerten geschätzt werden. Die Richtwerte mögen in nur geringfügig gedüngten Böden die tatsächliche N-Fixierung unterschätzen, da diese negativ mit der Düngungshöhe korreliert. Andererseits tragen sowohl der organisch als auch der in den Leguminosen gebundene Stickstoff zu einem erhöhten Mineralisationspotenzial des Bodens bei. Dieser Stickstoff unterliegt insbesondere bei Mineralisationsschüben im Herbst ebenfalls der Auswaschung.

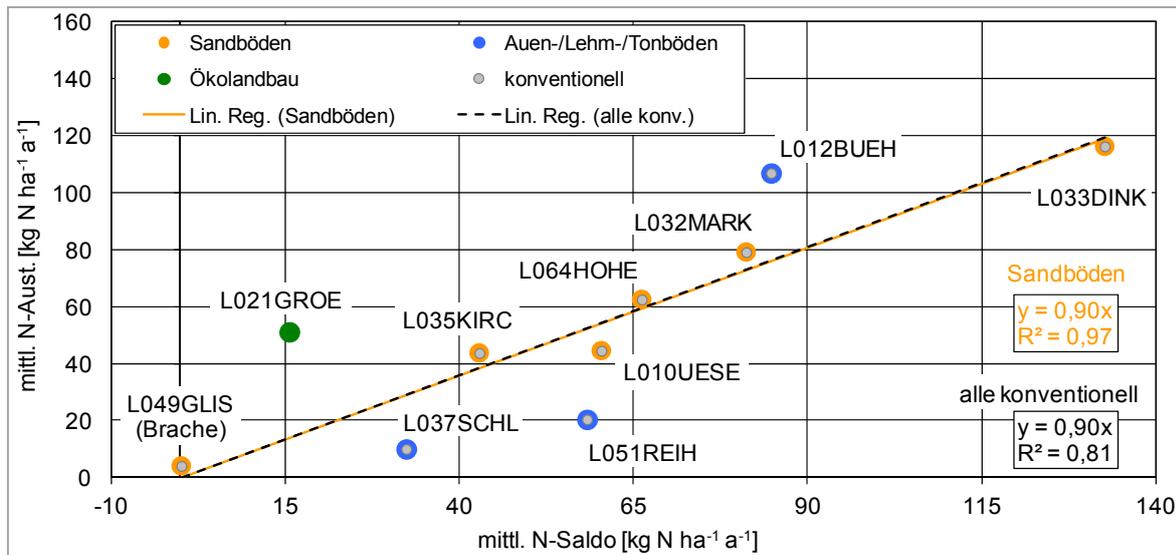


Abb. 11.8: N-Austrag mit dem Sickerwasser in Abhängigkeit vom N-Saldo.

11.3 Zusammenfassung – Stofffrachten unter forstlicher und ackerbaulicher Nutzung

Um Stofffrachten berechnen zu können wird zunächst die Sickerwassermenge benötigt. Auf sechs ackerbaulich genutzten BDF wurden zu diesem Zwecke Lysimeter zur direkten Erfassung installiert. Auf allen weiteren betrachteten BDF wurden Wasserhaushaltsmodelle eingesetzt. Sowohl auf Forst- als auch Ackerflächen unterliegt die Sickerwasserneubildungsrate starken jährlichen Schwankungen. Bei gleichem Ausgangsgestein und gleichen Niederschlagshöhen wird unter Wald deutlich weniger Sickerwasser gebildet als unter Acker.

Die höheren Sickerwassermengen, gepaart mit hohen Konzentrationen, führen zu höheren Nährstoffausträgen unter Acker als unter Forst. Neben Nitrat werden auch erhebliche Mengen an Carbonat und Sulfat mit dem Sickerwasser ackerbaulich genutzter BDF ausgetragen. Der Vergleich mit den N-Salden zeigt zudem, dass in die Flächen eingetragener überschüssiger Stickstoff langfristig auch wieder ausgewaschen wird. Unter Forst sind die Nährstoffausträge in der Regel geringer. Dies hängt mit den geringeren Sickerwassermengen, aber auch mit den geringen Nährstoffeinträgen aufgrund der unterlassenen Düngung der Forststandorte zusammen. Erhöhte Austräge sind hier in der

Regel auf erhöhte Stickstoffeinträge über die Deposition zurückzuführen. Die Cadmiumausträge hingegen sind unter Forst meist höher als unter Acker, da Cadmium auf Grund der niedrigen Boden-pH-Werte mobiler ist (vgl. KAMERMANN, GROH & HÖPER). Für Blei muss der Vergleich entfallen, da unter Acker noch keine ausreichend langen Datenreihen vorliegen.

11.4 Danksagung

Die Daten der BDF-F wurde teilweise im Rahmen des Projekts FutMon (Further Development and Implementation of an EU-level Forest Monitoring System), welches durch das EU-LIFE+-Programm kofinanziert wurde, erhoben.

11.5 Quellen

- BLOCK, J., EICHHORN, J., GEHRMANN, J., KÖLLING, C., MATZNER, E., MEIWES, K. J., WILPERT, K. V. & WOLFF, B. (2000): Kennwerte zur Charakterisierung des ökochemischen Bodenzustandes und des Gefährdungspotentials durch Bodenversauerung und Stickstoffsättigung an Level-II-Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen. – 167 S., Arbeitskreis C der Bund-Länder-Arbeitsgruppe Level II, Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BML).
- BORKEN, W. & MATZNER, E. (2004): Nitrate leaching in forest soils: An analysis of long-term monitoring sites in Germany. – *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* **167/3**: 277–283.
- BRÜMMER, G. & HERMS, U. (1983): Influence of soil reaction and organic matter on the solubility of heavy metals in soils. – In: ULRICH, B. & PANKRATH, J. (eds.): *Effect of accumulation of air pollutants in forest ecosystems*: 233–243, Umweltbundesamt; Dessau.
- BRUMME, R. & KHANNA, P. K. (2009): Functioning and management of European beech ecosystems. – *Ecological Studies* **208**: 1–499.
- DEURER, M., DUIJNISVELD, W.H.M, BÖTTCHER, J. & KLUMP, G. (2001): Heterogeneous solute flow in a sandy soil under a pine forest: Evaluation of a modeling concept. – *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* **164/6**: 601–610.
- DVWK – DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU (1996): Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. – DVWK-Merkblatt **238**: 1–177; Hamburg (Parey).
- GAUGER, T., HAENEL, H.-D., RÖSEMANN, C., NAGEL, H.-D., BECKER, R., KRAFT, P., SCHLUTOW, A., SCHÜTZE, G., WEIGELT-KIRCHNER, R. & ANSHELM, F. (2008): Nationale Umsetzung UNECE-Luftreinhaltekonvention (Wirkung) – Abschlussbericht zum UFOPLAN-Vorhaben FKZ 204 63 252; Dessau.
- GÖTTLEIN, A. & STANJEK, H. (1996): Micro-scale variation of solid-phase properties and soil solution chemistry in a forest podzol and its relation to soil horizons. – *European Journal of Soil Science* **47/4**: 627–636.
- HAMMEL, K. & KENNEL, M. (2001): Charakterisierung und Analyse der Wasserverfügbarkeit und des Wasserhaushalts von Waldstandorten in Bayern mit dem Simulationsmodell Brook90. – *Forstliche Forschungsberichte München* **185**, LWF Bayern.
- HÖRMANN G. (1997): SIMPEL – Ein einfaches, benutzerfreundliches Bodenwassermodell zum Einsatz in der Ausbildung. – *Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen* **41/2**: 67–72.
- HORVÁTH, B., MEIWES, K. J. & MEESENBURG, H. (2009): Die Bedeutung von Baumart und Bestandesalter für die Nitratversickerung unter Wald in der Region Weser-Ems. – *Forstarchiv* **80/2**: 35–41.
- KAMERMANN, D., GROH, H. & HÖPER, H.: Schwermetallein- und -austräge niedersächsischer Bodendauerbeobachtungsflächen. – *Geoberichte, Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG)*; Hannover [in Vorbereitung].
- MANDERSCHIED, B. & MATZNER, E. (1995): Spatial and temporal variation of soil solution chemistry and ion fluxes through the soil in a mature Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stand. – *Biogeochemistry* **30/2**: 99–114.
- MATSCHULLAT, J., HEINRICHS, H., SCHNEIDER, J., & STURM, M. (1987): Schwermetalle in Seesedimenten des Westharzes (BRD). – *Chemie der Erde* **47**: 181–194.
- ML – NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT, VERBRAUCHERSCHUTZ UND LANDESENTWICKLUNG (2010): Waldzustandsbericht 2010. – Hannover.
- NW-FVA – NORDWESTDEUTSCHE FORSTLICHE VERSUCHSANSTALT (2008): Ergebnisse angewandeter Forschung zur Buche. – Beiträge aus der NW-FVA **3**; Göttingen.
- PENNE, C., AHRENDTS, B., DEURER, M. & BÖTTCHER, J. (2010): The impact of the canopy structure on the spatial variability in forest floor carbon stocks. – *Geoderma* **158/3-4**: 282–297.
- RENGER, M., STREBEL, O., SPONAGEL, H. & WESSOLEK, G. (1984): Einfluss von Grundwasserabsenkungen auf den Pflanzenertrag landwirtschaftlich genutzter Flächen. – *Wasser und Boden* **10**: 499–502.

- TEICHERT, A. (2000): Raum-Zeit-Strukturen von Messgrößen des Stoffhaushalts eines grundwassernahen sauren Sandbodens unter Kiefernwald. Horizonte. – Herrenhäuser Forschungsbeiträge zur Bodenkunde **5**.
- WENDLING, U., MÜLLER, J. & SCHWEDE, K. (1984): Ergebnisse von Verdunstungsmessungen über Gras mit einem Off-line-Datenerfassungssystem (2. Mitteilung). – Zeitschrift für Meteorologie **34**: 190–202.
- WENDLING, U., SCHELLIN, H.-G. & THOMÄ, M. (1991): Bereitstellung von täglichen Informationen zum Wasserhaushalt des Bodens für die Zwecke der agrarmeteorologischen Beratung. – Zeitschrift für Meteorologie **41**: 468–475.