

Martin ARMBRUSTER und Egbert MATZNER

## Summary

### *Indicators of element fluxes in forest ecosystems*

The knowledge of the input-output behavior and the forecast of element output of forest ecosystems is an important condition of sustainable management of forests. Forested areas are often used for drinking water supply because of better water quality compared with agricultural land. Besides deterministic nutrient cycling models „transfer functions“ are used to predict the element output of forest ecosystems. These functions allow a calculation of the element output of forest ecosystems from the element input and ecosystem parameters (e. g. vegetation, soil chemical and physical parameters, bedrock, climate). The input parameters are simple measurable and overall available. The advantage of the use of „transfer functions“ is the possibility of a regionalization of element outputs of forest ecosystem.

On the basis of published data on element fluxes in European forest ecosystems the dependency of N output and outputs of S, Ca, K, Mg and  $Al^{n+}$  from the element input and ecosystem parameters is investigated. For the N output, the C/N ratio of the humus layer also proved to be a influencing factor in addition to element input with throughfall. In the present state of evaluation, the risk of N output from a specific forest ecosystem can be derived by combining N input and ecosystem parameters such as C/N ratio. In addition to the current element input, the historical S load and the storage and retention ability of a site are important factors influencing S output. Output of  $Al^{n+}$  is highly dependent on the output of the „mobile“ anions  $SO_4^{2-}$  and  $NO_3^-$ . Catchments however, show clear differences to studies on the „plot“ scale where element output with deeper seepage water is measured. In addition, output of  $Al^{n+}$  from the „plot“ increases with decreasing soil pH-value. For the nutrient cations  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  and  $K^+$  only weak relationships between input and output were observed. Catchment areas show higher outputs of  $Ca^{2+}$  and  $Mg^{2+}$  compared to „plot“ studies. The portion of the nutrient cations on the sum of „mobile“ anions ( $NO_3^-$  and  $SO_4^{2-}$ ) and nutrient cations output with seepage water increases with increasing base saturation.

## Zusammenfassung

Das Verständnis des Input-Output-Verhaltens und die Prognose der Stoffausträge aus Waldökosystemen ist für eine nachhaltige Nutzung von Wäldern eine wichtige Voraussetzung. Dies gilt

besonders vor dem Hintergrund der vermehrten Nutzung von Trinkwasser aus bewaldeten Gebieten, die im Vergleich zu landwirtschaftlich genutzten gebieten eine bessere Wasserqualität aufweisen. Neben deterministischen Stoffhaushaltsmodellen werden zur Prognose von Stoffausträgen aus Waldökosystemen auch „Transferfunktionen“ verwendet, die eine Berechnung der Stoffausträge aus Elementeintrag und Parametern des Ökosystems bzw. Bodens („Indikatoren“) ermöglichen. Auf der zeitlichen Skala werden (mehrjährige) Mittelwerte der Stoffflüsse angestrebt. Der Vorteil solcher Transferfunktionen liegt in der Verwendung einfach zu messender, flächig vorliegender Ökosystemparameter und damit in der Möglichkeit der Regionalisierung.

Auf der Basis publizierter Daten zum Stoffhaushalt von europäischen Waldökosystemen werden die Abhängigkeit des N-Austrags mit dem Sickerwasser bzw. Gebietsabfluß sowie der Austräge von S, Ca, K, Mg und  $Al^{n+}$  vom Elementeintrag und von Ökosystemparametern dargestellt. Für den N-Austrag erwies sich neben dem Eintrag mit der Kronentraufe das C/N-Verhältnis des Auflagehumus als Einflußfaktor. Im derzeitigen Bearbeitungsstand kann aus der Kombination von Eintrag und Ökosystemparametern das Risiko für N-Austrag abgeleitet werden. Für die S-Austräge sind neben den aktuellen Einträgen auch die historische S-Belastung sowie die Speicher- und Retentionsfähigkeit eines Standortes wichtige Einflußfaktoren. Der Austrag an Aluminium wird weitgehend vom Austrag der „mobilen“ Anionen  $SO_4^{2-}$  und  $NO_3^-$  gesteuert. Einzugsgebiete zeigen hier deutliche Unterschiede zu Studien auf Bestandesebene an denen der Austrag mit dem Sickerwasser gemessen wird. Auf diesen „Plot“-Standorten zeigt sich außerdem die Zunahme der Al-Austräge bei abnehmenden Boden-pH. Für die Nährstoffkationen  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  und  $K^+$  sind z.T. nur lose Beziehungen zwischen Elementeintrag und -austrag vorhanden. Einzugsgebiete zeigen im Vergleich zu „Plot“-Studien i.A. höhere Austräge an  $Ca^{2+}$  und  $Mg^{2+}$ . Der Anteil der Nährstoffkationen an der Austragssumme aus „mobilen“ Anionen ( $NO_3^-$  und  $SO_4^{2-}$ ) und Nährstoffkationen im Sickerwasser steigt mit zunehmender Basensättigung des Austauscherkomplexes.

## 1. Einleitung

Die Qualität von Sicker-, Grund- und Oberflächenwasser in bewaldeten Gebieten wird maßgeblich durch die Deposition von Stoffen aus der Atmosphäre und durch Bodenprozesse gesteuert. Für eine nachhaltige Nutzung von Waldökosy-

\* Vortrag am 26.01.2000 auf der ANL-Fachtagung „Indikatorarten auf regionaler Ebene – Stand der Forschung, Aussagekraft, Anwendung“ in Freising-Weihenstephan. (Leitung: Evelin Köstler, ANL)

stem ist die Prognose der zukünftigen Entwicklung der Gewässerqualität und deren räumlicher Verteilung in der Landschaft, die Prognose des Input-Output-Verhaltens sowie der Stoffausträge eine wichtige Voraussetzung. Dies gilt besonders vor dem Hintergrund der vermehrten **Nutzung von Trinkwasser aus bewaldeten Gebieten**, die im Vergleich zu landwirtschaftlich genutzten Gebieten eine bessere Wasserqualität aufweisen (BLINKEY *et al.*, 1999). Als Planungsinstrument für die Wasser- und Forstwirtschaft sind verlässliche **Prognosen zum Stoffhaushalt und zur Sickerwasser- und Grundwasserqualität** von großem Nutzen und werden zunehmend von der Wissenschaft gefordert.

In den letzten Jahrzehnten hat die Waldökosystemforschung in Europa zur Errichtung zahlreicher Fallstudien geführt, in denen Stoffein- und -austräge sowie wichtige, den Stoffumsatz beeinflussende Zustandsgrößen des Ökosystems erfaßt werden. Innerhalb der jeweiligen Studie wurden dabei meist Erklärungsmodelle für das Input-Output-Verhalten erarbeitet und daraus Konzepte für den Schutz bzw. die weitere Bewirtschaftung des individuellen Standorts abgeleitet. Die zusammenfassende und verallgemeinernde Auswertung dieser Daten und eine Übertragung der, innerhalb intensiv untersuchter Fallstudien gewonnener Erkenntnisse, auf die Fläche werden noch selten durchgeführt. Die im Rahmen der Bodenzustandserhebung (BZE; vgl. BMLF, 1994) in der Bundesrepublik nahezu flächendeckend vorliegenden Daten von Zustandsgrößen von Waldökosystemen wie Humus- und Bodeneigenschaften, Ernährungszustand und Vegetationsdaten, die mit Stoffflüssen kausal verknüpft sind, sind für eine solche Extrapolation grundsätzlich vorhanden. Neben Übertragungskonzepten, die diese Daten nutzen, fehlen für die praktische Anwendung bisher meist Angaben über Fehler und Unschärfe prognostizierter Stoffausträge in der Landschaft.

Die Prognose von Stoffausträgen kann auf mehreren Wegen erfolgen: i) durch deterministische Modelle, in denen Prozesse beschrieben werden und die für die lokalen Gegebenheiten parametrisiert werden müssen, oder ii) durch empirische Modelle, in denen, weitgehend ohne Parametrisierung von Prozessen, Beziehungen zwischen Sickerwasserqualität und Elementausträgen auf der einen, und einfach zu messenden Parametern des Ökosystems bzw. des Bodens auf der anderen Seite, abgeleitet werden.

Prognosen zum Elementaustrag aus Waldökosystemen werden derzeit fast ausschließlich mit deterministischen Modellen erstellt. Vor allem zur Prognose des N-Austrags aus Waldökosystemen wurden in neuerer Zeit mehrere spezielle Modelle entwickelt (z.B. MERLIN: COSBY *et al.*, 1997; PnET-CN: ABER *et al.*, 1997; INCA: WHITEHEAD *et al.*, 1998a,b), in denen die Prozesse des N-Umsatzes parametrisiert sind. Zur Prognose des Austrags von Al und „basischer“ Kationen ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ) fanden v.a. Modelle Verwendung, in denen die Prozesse Ionenaustausch, Verwitterung und die Steuerfunktion "mobiler" Anionen ( $\text{SO}_4^{2-}$  und  $\text{NO}_3^-$ ) parame-

trisiert sind (z.B.: MAGIC: COSBY *et al.*, 1985; SAFE/PROFILE: SVERDRUP *et al.*, 1995; SMART/RESAM/NUCSAM: VAN DER SALM *et al.*, 1995). Der S-Austrag von Waldökosystemen wurde meist durch die Anwendung deterministischer Stoffhaushaltsmodelle, in denen die  $\text{SO}_4^{2-}$  Adsorptions-Desorptions-Kinetik parametrisiert ist, vorhergesagt (z.B. MAGIC: COSBY *et al.*, 1985; ILWAS/NuCM: LIU *et al.*, 1992). Alle deterministischen Modelle haben gemeinsam, daß sie eine hohe Anzahl von Eingabeparametern benötigen, die nur für intensiv untersuchte Standorte vorliegen. Für jeden Standort ist eine aufwendige Parametrisierung, Kalibrierung und Validierung der Modelle notwendig. Da die erforderlichen Eingabeparameter für deterministische Modelle in der Fläche nicht vorliegen, ist eine flächenhafte Extrapolation der Prognosen nicht möglich.

Beim empirischen Modellierungsansatz werden dagegen Ökosystemparameter, die Schlüsselgrößen für den Stoffumsatz im Ökosystem darstellen und dadurch eine Indikatorfunktion für den Elementaustrag besitzen, mit Elementflüssen zu mathematischen Funktionen kombiniert. Diese sogenannten „Transferfunktionen“ sollen eine Berechnung von Stoffausträgen für mineralische Elemente auf der Basis einfach zu messender, flächig verfügbarer Daten ermöglichen. Als „Indikatoren“ für den Stoffhaushalt dienen hierbei neben den Stoffeinträgen Zustandsgrößen von Waldökosystemen wie Humus- und Bodeneigenschaften, Ernährungszustand und Vegetationsdaten. Der Ansatz der Transferfunktionen ist hoch aggregiert und vernachlässigt zeitliche und räumliche Heterogenitäten. Auf der zeitlichen Skala werden (mehrjährige) Mittelwerte der Stoffflüsse angestrebt. Räumlich erfolgt die Extrapolation des Elementaustrages auf Ökosystemebene (Bestand, Standortseinheit, Wassereinzugsgebiet).

Ziel des vorgestellten Projektes ist die Ableitung von verallgemeinerbaren „Transferfunktionen“ für die zeitliche und räumliche Prognose des Elementaustrages mit dem Sickerwasser und der Sickerwasserqualität als Funktion von Deposition (Elementeintrag) und Ökosystemparametern. Im Mittelpunkt stehen die langjährigen Flüsse der Elemente N, S, Ca, K, Mg,  $\text{H}^+$  und  $\text{Al}^{n+}$ .

## 2. Methoden

Zur Ableitung der Transferfunktionen wurde eine bestehende Datenbank zum N-Haushalt von Waldökosystemen (DISE *et al.* 1998a) den Anforderungen für die Ableitung von Transferfunktionen der Stoffflüsse mineralischer Elemente angepaßt und in ein einheitliches Format gebracht (MS-ACCESS). Die Datenquellen sind in Tab. 1 erläutert. Die so geschaffene „Rohdatenbasis“ umfaßt z.Zt. insgesamt 304 Datensätze, wovon allerdings mehrere Standorte mit längerem Untersuchungszeitraum wiederholt mit verschiedenen Bilanzierungszeiträumen vorkommen. Die Lage der insgesamt ca. 200 Standorte in Europa ist in Abb. 1 dargestellt. Zur weiteren Auswertung wurde bei mehrfach vorkommenden Standorten jeweils der längere Bilanzierungszeitraum zur weiteren Analyse ausgewählt. Als „Qualitätskriterium“ für die

Stoffflüsse wurde bei vorliegenden Chlorid-Flüssen eine möglichst geschlossene Chlorid-Bilanz vorausgesetzt. Hierbei wurden solche Studien von der weiteren Auswertung ausgeschlossen, die Abweichungen von über 50 % einer geschlossenen Bilanz aufwiesen. Bei fehlenden

Chlorid-Flüssen wurde bislang kein weiteres Ausschlußkriterium angewendet. Anhand von Literaturstudien und direkter Kontaktaufnahme mit den Arbeitsgruppen wurde die ursprüngliche Datenbasis um Standortparameter und fehlende Mineralstoffflüsse erweitert.

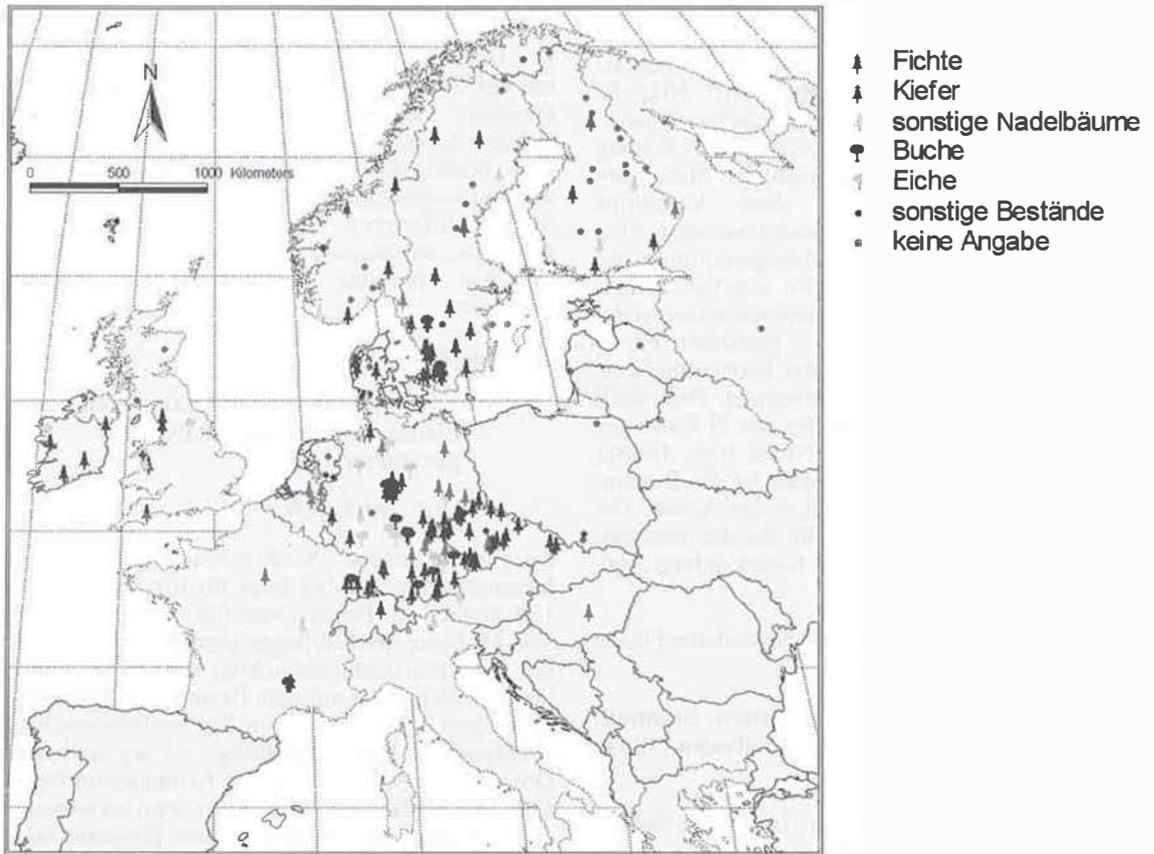


Abbildung 1

**Lage und Hauptbaumart der verwendeten europäischen Waldökosystemstudien.**

Nach Anwendung der oben beschriebenen Kriterien zur Qualitäts- und Homogenitätssicherung der Ausgangsdaten verblieb eine 154 Standorte umfassende Datenbasis mit Untersuchungszeiträumen von 1971-1998. In 41 % dieser Studien wird der Elementausttrag mit dem Gebietsabfluß bestimmt (Einzugsgebietsstudien); bei 51 % wird der Elementumsatz auf Bestandesebene bilanziert („Plot“-Studien) wobei das Sickerwasser die Aus-

tragsgröße darstellt. Von 8 % der Studien ist derzeit die Meßebene des Austrages unbekannt. Auf etwa 65 % der Standorte sind Nadelbäume die Hauptbaumart, in 14 % dominieren dagegen Laubbäume. Die Baumartenverteilung der restlichen Standorte (21 %) ist entweder nicht genau bekannt oder es handelt sich um nicht näher charakterisierte Mischbestände aus Laub- und Nadelhölzern.

Tabelle 1

**Verwendete Datenbasis**

Datenbasis	Anzahl der Studien	Periode	Referenz
ENSF	59	1969-1987	HAUHS <i>et al.</i> , 1989
UNECE-ICP	29	1991-1994	FORSIUS <i>et al.</i> , 1995, KLEEMOLA und FORSIUS, 1996, 1997, 1999
ECOFEE	33	1985-1993	GUNDERSEN, 1995
NITREX/EXMAN	11	1984-1994	BREDEMEIER <i>et al.</i> , 1998; KREUTZER <i>et al.</i> , 1998; GUNDERSEN <i>et al.</i> , 1998b
GEOMON	19	1998	FOTTOVA <i>et al.</i> , 1998
ANDERSON <i>et al.</i>	17	n. b.	ANDERSON <i>et al.</i> 1995
Eigene LiteraturRecherchen und sonstige Quellen	136		Verschiedene

Die Datenbasis umfasst derzeit folgende Informationen:

- Allgemeine Standortsbeschreibungen: Höhenlage, Exposition, Lufttemperatur, Ausgangsgestein, Bodentyp und –art.
- Wasser- und Elementflüsse der Hauptelemente mit Freiland-, Bestandesniederschlag und dem Austrag mit dem Sickerwasser bzw. dem Gebietsabfluß ( $H^+$ ,  $Na^+$ ,  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Al^{n+}$ ,  $NH_4^+-N$ ;  $NO_3^- -N$ ;  $SO_4^{2-} -S$ ;  $Cl^-$ ) auf jährliche bzw. mehrjähriger Basis: In 21 Fällen wurde der N-Eintrag mit dem Bestandesniederschlag über den Freilandniederschlag aus dem Verhältnis zwischen Freiland- und Bestandesniederschlag von benachbarten Untersuchungsstationen bestimmt. Die Gesamtdeposition von  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  und  $K^+$  wurde über das Kronenraumbilanzmodell in Anhalt an ULRICH (1991) bestimmt. Für N wird derzeit der Eintrag mit der Kronentraufe als Input für das Ökosystem verwendet. Dies stellt sicher eine Minimalschätzung des N-Eintrages dar, da N-Aufnahme über Nadel bzw. Blätter nicht berücksichtigt ist. Geplant ist die Bestimmung N-Gesamtdeposition über den Ansatz von VAN DER MAAS *et al.* (1990) der die oberiridische Aufnahme von  $NH_4^+ -N$  berücksichtigt (vgl. DE VRIES *et al.*, 1998).
- Baumart und –alter; Anteil der bewaldeten Fläche (bei Einzugsgebieten).
- N-Gehalte im Nadeln bzw. Blättern, Streufall, Humusauflage und oberem Mineralboden (30 cm Tiefe).
- K-, Ca- und Mg-Gehalte im Humus, in Nadeln bzw. Blättern und Streufall.
- S-Gehalte im Humus und Mineralboden.
- pH-Wert und Basensättigung in verschiedenen Bodentiefen (Horizontweise)

- Humusform und Humusmächtigkeit
- C:N-Verhältnis in Humusauflage und Mineralboden.

Die Erweiterung aller Studien um die vorgesehenen Parameter ist im gegenwärtigen Bearbeitungsstand noch nicht abgeschlossen.

Die Datengrundlagen zur Ableitung der Indikatoren des Stoffhaushalts stammen von verschiedenen Quellen, wodurch Methodik (Beprobung, Versuchslayout, Analytik), Beprobungszeitpunkte (z.B. Nadelgehalte) und Definition einiger Ökosystemkomponenten zwischen den verschiedenen Studien differieren. Durch diese Variabilität entsteht eine unbekannte Fehlergröße in den Daten, die eine Ableitung von strengen Beziehungen erschwert.

### 3. Ergebnisse

#### 3.1 Elementausträge in Abhängigkeit von Elementeintrag und Ökosystemparametern

##### 3.1.1 Stickstoff

Der anorganische Stickstoffeintrag mit dem Bestandesniederschlag liegt für die betrachteten 154 Studien im Bereich von  $0,3 - 68 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Von 49 dieser Studien liegen derzeit auch N-Flüsse mit dem Freilandniederschlag vor; in 14 Fällen liegt der N-Eintrag mit dem Bestandesniederschlag unter dem Eintrag mit dem Freilandniederschlag (Median der Unterschreitung:  $1,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ). Obwohl die N-Aufnahme im Kronenraum daher nicht vernachlässigt werden kann, wird im weiteren der N-Eintrag mit der Kronentraufe (Bestandesniederschlag) als Schätzwert für den N-Eintrag in Waldökosysteme verwendet. Bei ausreichender Datenbasis ist eine Abschätzung der Kronenraumaufnahme von N vorgesehen (vgl. Kap. 7). Die Betrachtung der regionalen Verteilung des N-Eintrages in Europa (nicht dargestellt) zeigt die Häufung

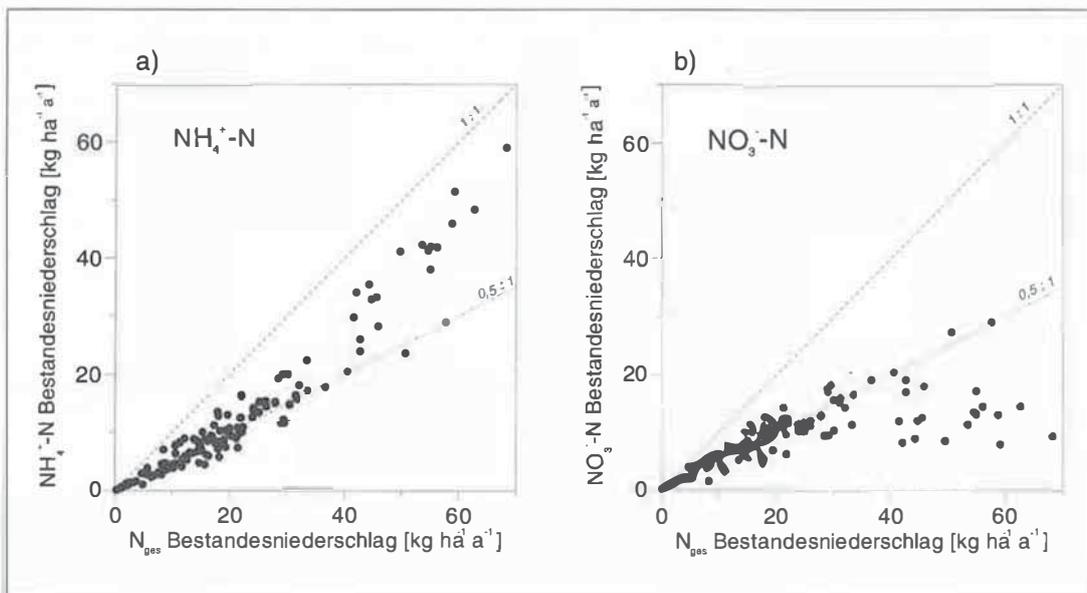


Abbildung 2

Eintrag von  $NH_4^+ -N$  (a) und  $NO_3^- -N$  (b) mit dem Bestandesniederschlag im Verhältnis zum Gesamt-Stickstoffeintrag ( $N_{ges}$ ) mit dem Bestandesniederschlag.

hoher N-Einträge in Mitteleuropa, insbesondere im Bereich der Niederlande, Norddeutschland und Dänemark und deckt sich gut mit der N-Belastung der Atmosphäre.

Beim Vergleich der Anteile von  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  und  $\text{NO}_3\text{-N}$  im Bestandesniederschlag (Abb. 2) zeigt sich die Dominanz von  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  bei Standorten mit hohen N-Einträgen ( $>30 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ). Der Anteil des  $\text{NO}_3\text{-N}$  Eintrag erreicht bei diesen hohen N-Einträgen nur an wenigen Standorten 50 % des Gesamteintrages und liegt i.A. im Bereich von 10 - 20  $\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Bemerkenswert ist, daß alle betrachteten Studien mit N-Einträgen über ca. 30  $\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  in Bestandesstudien („Plots“) gemessen wurden; die N-Einträge der Einzugsgebiete liegen dagegen unter-

halb 31  $\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . In Abb. 3 sind die Häufigkeitsverteilungen von N-Eintrag (Bestandesniederschlag) und N-Austrag (Sickerwasser bzw. Gebietsabfluß) für die 154 Fallstudien dargestellt. Der Median des N-Eintrages beträgt 16  $\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ , während er für die Austräge 4  $\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  beträgt. Deutlich ist die Verschiebung der Austragsverteilung zu geringen N-Austrägen hin ersichtlich,

In der überwiegenden Anzahl der betrachteten Studien liegt daher der N-Eintrag mit dem Bestandesniederschlag unter dem N-Austrag (Abb. 4). Waldökosysteme halten daher entweder überwiegend den eingetragenen Stickstoff zurück oder geben ihn als gasförmige Emissionen ( $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{NO}$ ,  $\text{NO}_2$ ) an die Atmosphäre ab. In 7 Fällen liegt der

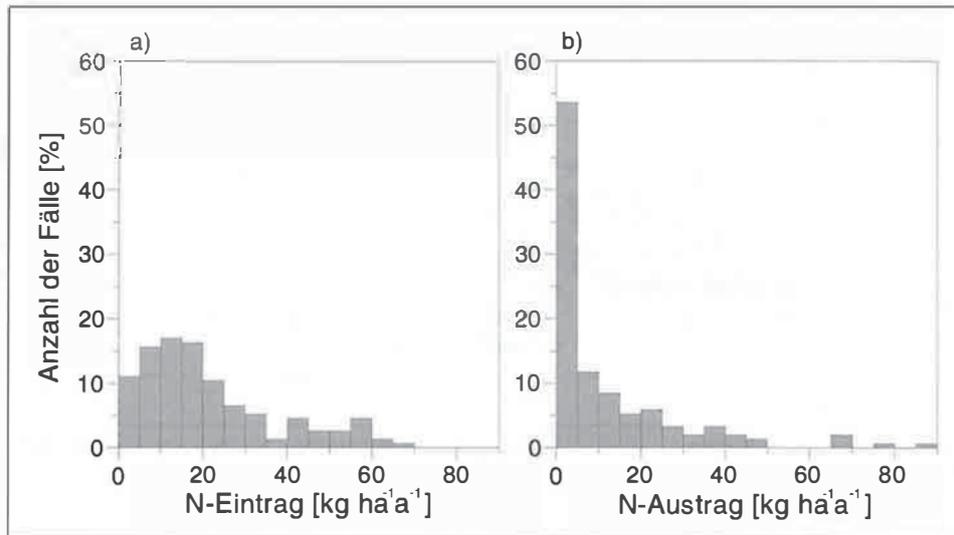


Abbildung 3

Häufigkeitsverteilungen vom N-Eintrag mit der Kronentraufe (a) und N-Austrag mit dem Abfluß bzw. Sickerwasser (b).

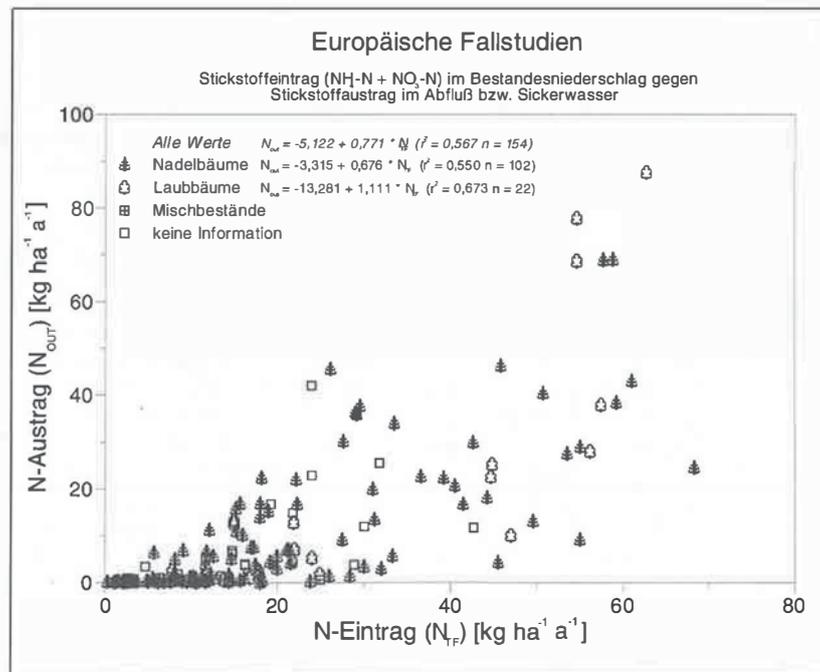


Abbildung 4

Eintrags-Austrags Beziehung für Stickstoff von 154 europäischen Fallstudien in Abhängigkeit von der Hauptbaumart.

N-Austrag deutlich über dem N-Eintrag, was Ursache einer Störung des Stickstoffkreislaufes sein kann. Für einen dieser Standorte ist der hohe N-Austrag ( $45 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) durch einen Insektenbefall hervorgerufen (vgl. GUNDERSEN, 1995). Für die 5 Standorte mit Austrägen im Bereich um  $70 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  dürfte der Unterschied zwischen

Ammonium erhalten, weniger als 50 % des eingebrachten Stickstoffs ausgetragen. Hohe  $\text{NH}_4^+$ -Einträge können von Waldökosystemen offensichtlich besser von der Vegetation und vom Boden zurückgehalten werden als hohe  $\text{NO}_3^-$ -Einträge.

Neben der Höhe des N-Eintrages wurde das C/N-

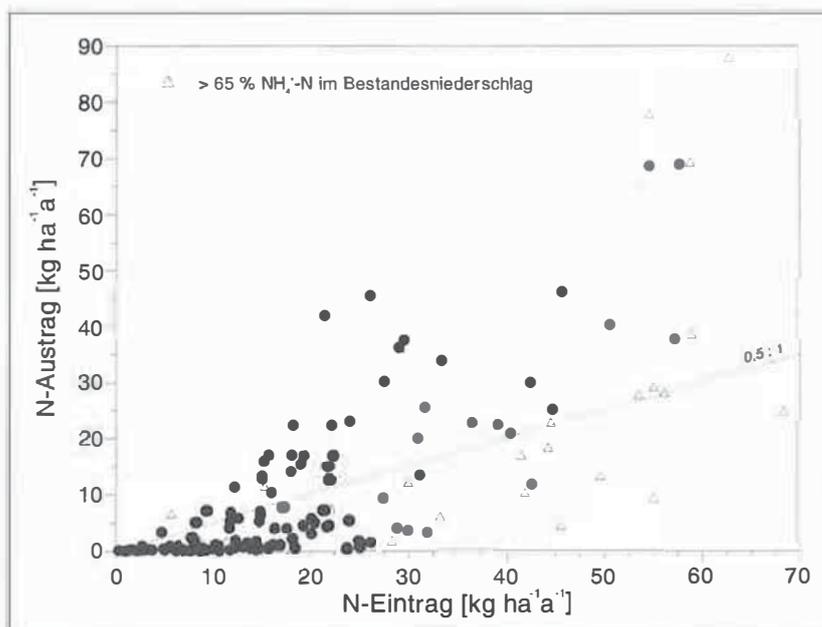


Abbildung 5

**Eintrags-Austrags Beziehung für Stickstoff von 154 europäischen Fallstudien. Studien mit dominierendem Ammonium-Eintrag sind als offene Dreiecke dargestellt**

Eintrag und Austrag im Bereich der Unsicherheit der Eintragsbestimmung liegen. In Übereinstimmung mit anderen Studien (DISE und WRIGHT, 1995; GUNDERSEN, 1995; DISE *et al.* 1998b) zeigt sich ein „Schwellenwert“ von ca.  $10\text{--}15 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  N-Eintrag unterhalb dessen kaum N-Austrag zu beobachten ist. Zwischen dem N-Eintrag mit der Kronentraufe und dem N-Austrag besteht zwar eine signifikante Beziehung, allerdings ist die Variabilität der Austräge bei gleichem N-Eintrag sehr hoch, so daß diese Beziehung nur eingeschränkten Wert für die Vorhersage des N-Austrags hat. Desweiteren ist in Abb. 4 zu erkennen, daß es keine erkennbare Klusterung der Eintrags-Austrags-Beziehung im Hinblick auf die Baumart gibt. Unterhalb von  $50 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  N-Eintrag liegen Laubbaumstandorte zwar bevorzugt im unteren Bereich der Eintrags-Austrags-Beziehung, sind damit aber immer noch innerhalb der auch an Nadelbaumstandorten beobachteten Variationsbreite. Hierbei ist auch die deutlich geringere Anzahl von Laubbaumstandorten ( $n=22$ ) im Vergleich zu den Nadelbaumstandorten ( $n=102$ ) zu beachten. Auch bei hohen N-Einträgen sind Standorte mit verhältnismäßig hoher N-Retention in der Datenbasis vorhanden (Abb. 4).

Werden die Eintragsdaten nach dem Anteil von  $\text{NH}_4^+$ -N im Bestandesniederschlag gruppiert (Abb. 5) so zeigt sich bei hohen N-Einträgen ( $>30 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) für Studien mit hohen Ammonium-Anteilen im Bestandesniederschlag das vermehrte Auftreten von N-Retention. Mit wenigen Ausnahmen wird bei Studien die über 65 % des N-Eintrags als

Verhältnis der Humusaufgabe als weiterer Einflußfaktor für den N-Austrag erkannt (vgl. DISE, *et al.* 1998a; GUNDERSEN *et al.*, 1998a). In Abb. 6 ist der N-Austrag in Abhängigkeit von dem C/N-Verhältnis des Auflagehumus dargestellt. Für die betrachtete Datenbasis läßt sich keine strenge Korrelation zwischen den beiden Größen zeigen. Es wird allerdings deutlich, daß mit Ausnahme eines Standortes oberhalb eines C/N-Verhältnisses von ca. 30 nur geringe N-Austragsraten beobachtbar sind. Unterhalb dieses Wertes nimmt die Variabilität der Gebietsausträge stark zu. Ein unterschiedliches Verhalten von Laub- und Nadelbäumen ist aus der vorliegenden Datenbasis nicht abzuleiten. Da der N-Austrag auch stark vom N-Eintrag abhängt, wurde in Abb. 7 eine Klassifizierung nach Eintragsklassen durchgeführt. Die Mehrzahl der Studien wurde auf Nadelbaumstandorten durchgeführt, die Klassifizierung beschränkt sich daher auf diese Standorte. Unterhalb von N-Einträgen von ca.  $15 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  sind unabhängig vom C/N-Verhältnis nur geringe N-Austräge vorhanden. Allerdings zeigt sich eine Tendenz zu Anstieg des N-Austrags bei geringen C/N-Verhältnissen. Auffällig ist ein Standort, der bei einem C/N-Verhältnis von ca. 28 einen für diese Eintragsklasse vergleichsweise hohen Austrag von ca.  $7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  aufweist. Der vergleichsweise hohe N-Austrag wird als Folge eines Bestockungswandels von tiefwurzelnder Buche nach flachwurzelnder Fichte gedeutet, wobei im tieferen Mineralboden die reliktsche organische Substanz sukzessive mineralisiert wird (vgl. FEGGER, 1993). In der Eintragsklasse 15-

30 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> zeigt sich, bei zugegeben noch hoher Variabilität, die Tendenz zu hohen N-Austrägen bei C/N-Verhältnissen unterhalb etwa 25. Wiederum weicht ein Standort mit einem niedrigem C/N-Verhältnis (17,5) bei gleichzeitig geringem N-Austrag (4,4 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>) sehr stark von der allgemeinen Tendenz ab. Der Standort wurde in der Vergangenheit mit hohen Stickstoffmengen gedüngt, wodurch sich das sehr enge C/N-Verhältnis erklärt. Die Eintragsklasse hoher N-Einträge (über 30 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>)

zeigt eine hohe Variabilität der N-Austräge. Die höchste Abweichung von der allgemeinen Tendenz zeigt ein Kiefernstandort in Belgien. Da es sich bei diesem Standort um die Erstaufforstung einer Heidefläche handelt, dürfte das hohe C/N-Verhältnis noch den Zustand der Heide widerspiegeln. Wiederum zeigt sich, daß neben Standortseigenschaften und N-Einträgen auch die Nutzungsgeschichte einen starken Einfluß auf die N-Umsätze hat und daher mitbetrachtet werden muss.

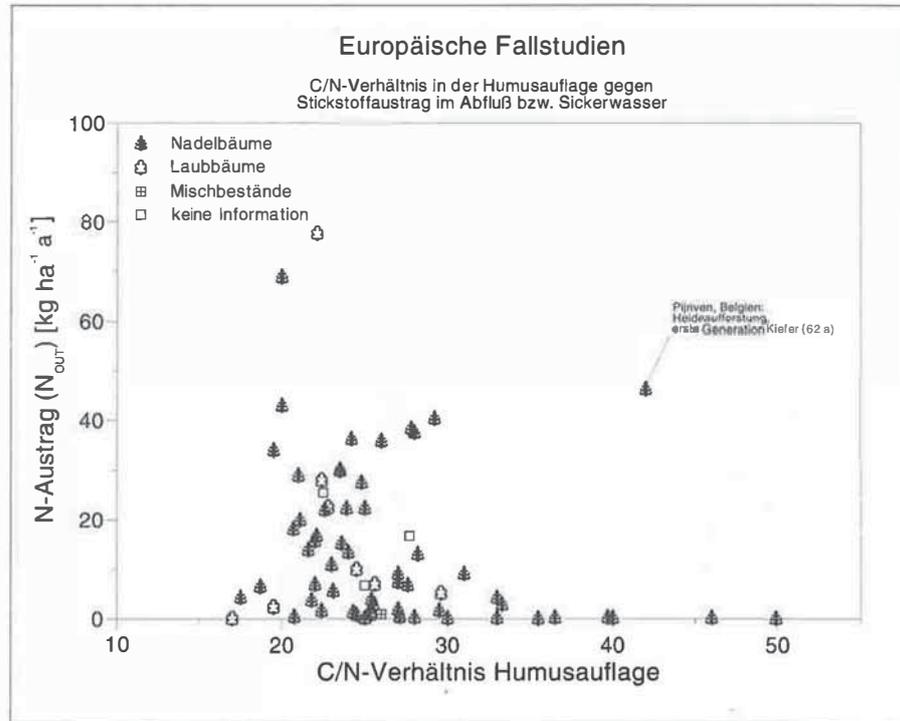


Abbildung 6

Beziehung von N-Austrag und C:N-Verhältnis [g g<sup>-1</sup>] der Humusauflage. Gruppierung nach dominierender Baumart

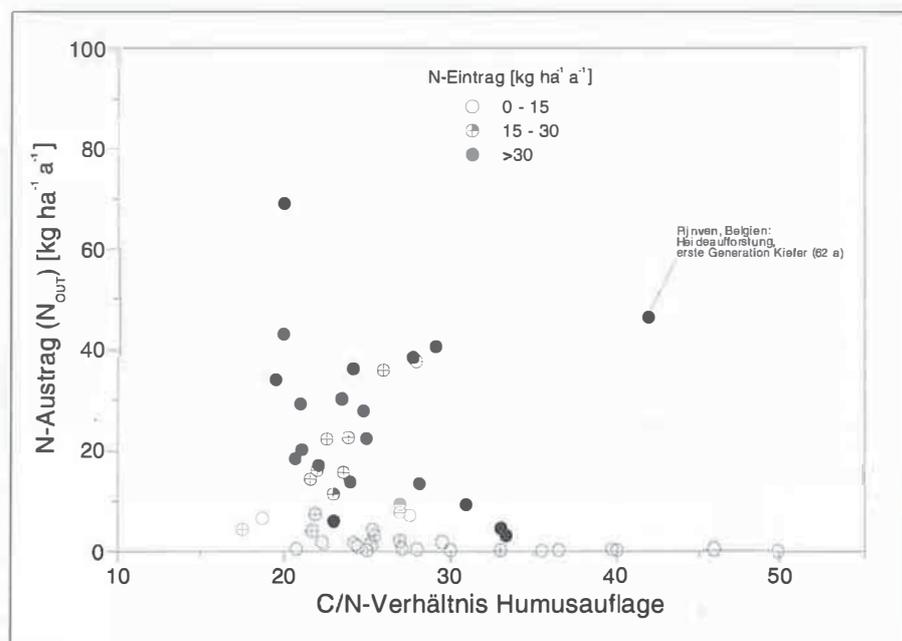


Abbildung 7

Abhängigkeit des N-Austrags vom C/N-Verhältnis und N-Eintrag (nur Nadelbaumstandorte)

Als derzeitiger Stand der Auswertungen lässt sich zwar noch keine strenge mathematische Funktion zur Beschreibung des N-Austrags von Waldökosystemen angeben, hingegen lassen sich Risikostandorte, an denen eine hoher N-Austrag zu erwarten ist klar von Standorten trennen, an denen nur ein geringes Risiko für N-Austrag vorhanden ist. Geringes Risiko für N-Austrag haben dabei Standorte die ein sehr hohes C/N-Verhältnis der Humusaufgabe ( $>30$ ) und/oder geringe N-Einträge ( $<10-15 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) aufweisen. Ein historischer Nutzungswandel von laubwalddominierenden Wäldern nach Fichtenmonokulturen ist allerdings auch an diesen Standorten als Risikofaktor für erhöhten N-Austrag zu werten. Einträge über  $30 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  stellen generell ein hohes Risiko in Bezug auf den N-Austrag dar. Erhält der Standort allerdings den Hauptanteil des N-Eintrages als  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  so ist im Vergleich

zum  $\text{NO}_3\text{-N}$  dominierten Eintrag gleicher Höhe mit geringeren N-Austrägen zu rechnen.

### 3.1.2 Schwefel

Für 92 Studien liegen derzeit Eintrags- und Austragswerte für Schwefel vor. Die S-Einträge dieser Studien mit dem Bestandesniederschlag betragen zwischen  $1,7$  und  $145 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ , die Austräge zwischen  $1,3$  und  $98 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . S-Eintrag und S-Austrag (Abb. 8) haben im Gegensatz zu Stickstoff eine ähnliche Häufigkeitsverteilung. Auch die Eintrags-Austrags-Beziehung (Abb. 9) zeigt deutliche Unterschiede zu Stickstoff. Waldökosysteme können sowohl Senke als auch Quelle für Schwefel sein. Unterteilt man das Datenkollektiv nach dem Zeitraum der Untersuchungen, so wird deutlich, daß im Zeitraum der 70er/80er Jahre, in

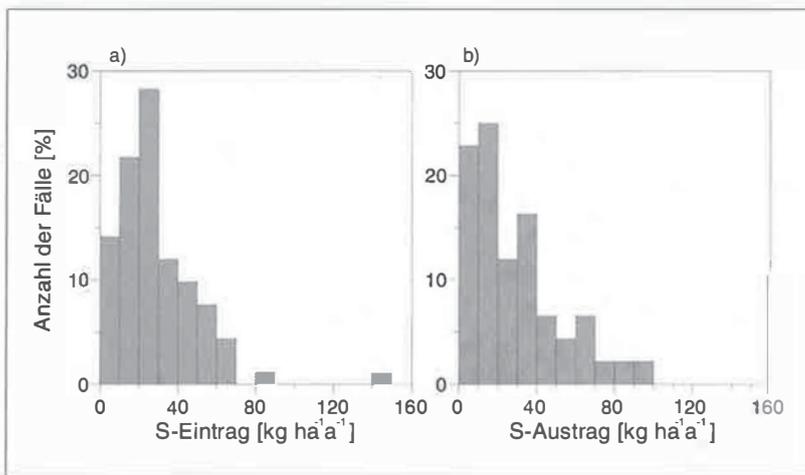


Abbildung 8

Häufigkeitsverteilung von S-Eintrag mit dem Bestandesniederschlag und S-Austrag mit dem Sickerwasser bzw. Gebietsaustrag.

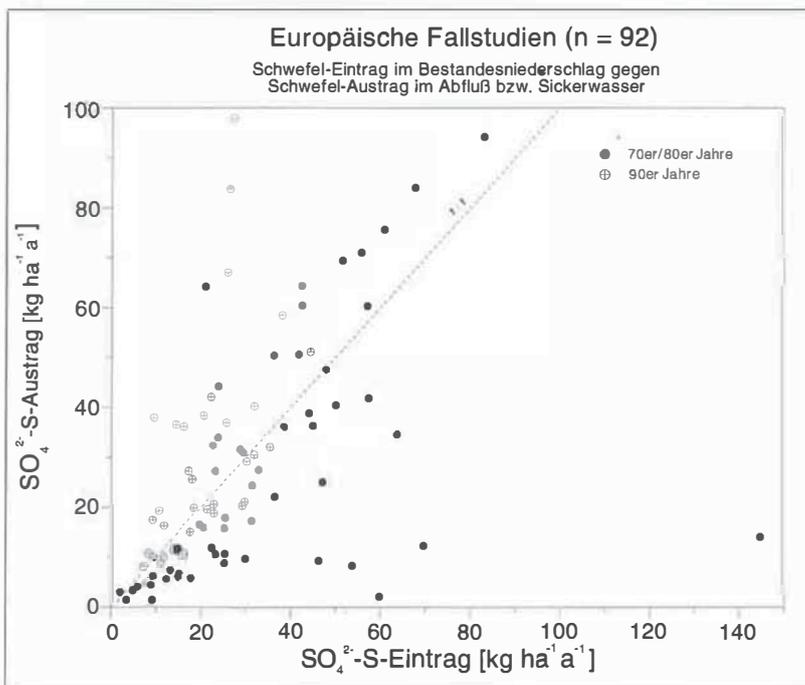


Abbildung 9

Eintrags-Austrags Beziehung für  $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$  in Abhängigkeit vom Untersuchungszeitraum.

dem hohe anthropogene S-Einträge gemessen wurden, die Anzahl der Studien die als Senke für S wirken, wesentlich grösser ist als in den 90er Jahren, wo nach dem Rückgang der S-Einträge im Ökosystem gespeicherter Schwefel wieder remobilisiert wird und vermehrt eine Quellfunktion für Schwefel beobachtet wird. Neben dem aktuellen S-Eintrag sind damit auch die historischen S-Einträge und die Speichereigenschaften des Öko-

systems für Schwefel bestimmend für die Höhe des S-Austrages. Bei Betrachtung der Speichereigenschaften der Ökosysteme ist für Einzugsgebiete eine potentielle Retentionsfähigkeit des tieferen Sickerkörpers zu beachten, die bei Messungen auf Bestandesebene (Meßebe: Sickerwasseraustrag unterhalb der Hauptwurzelzone) nicht zum tragen kommt.

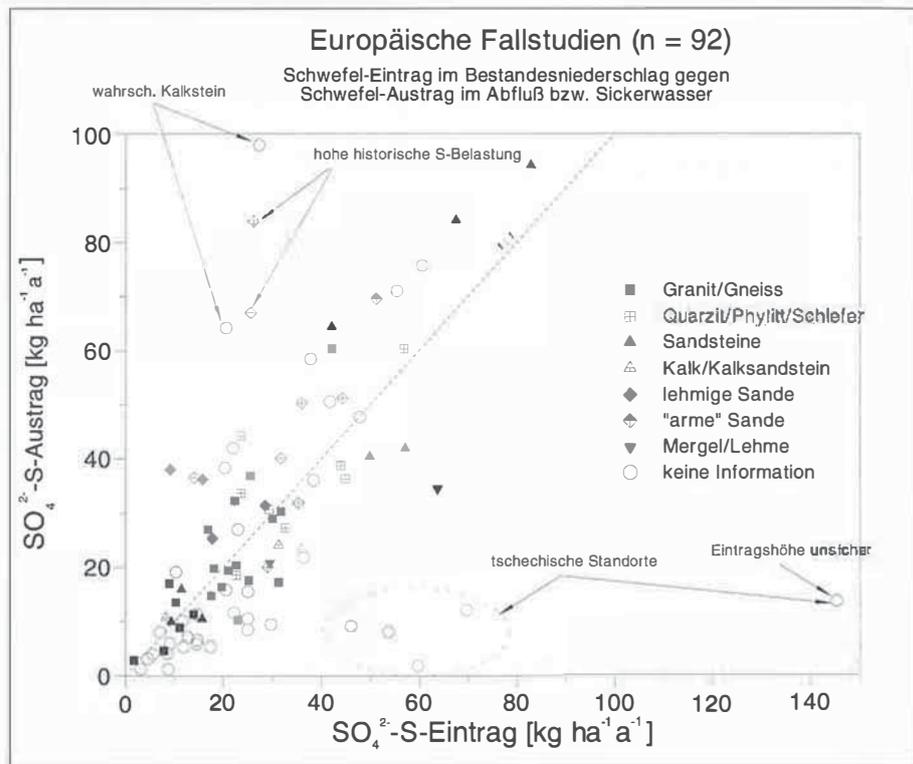


Abbildung 10

Eintrags-Austrags Beziehung für  $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$  in Abhängigkeit vom Ausgangsgestein der Bodenbildung

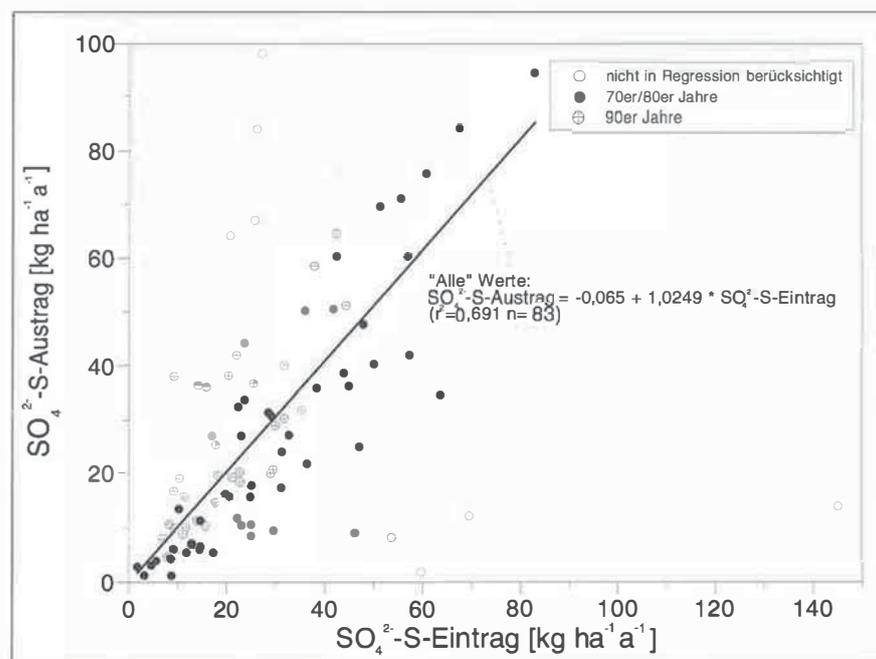


Abbildung 11

Regression zwischen  $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$ -Eintrag mit dem Bestandesniederschlag und  $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$ -Austrag mit dem Sickerwasser bzw. Abfluß (o: Werte nicht in Regression berücksichtigt).

Abb. 10 zeigt die Eintrags-Austrags-Beziehung für S in Abhängigkeit vom Ausgangsgestein der Bodenbildung. Eine klare Gruppierung der Beziehung in Abhängigkeit vom Ausgangsgestein ist nicht ersichtlich. Offensichtlich überlagern sich die historische S-Eintragssituation mit dem Faktor der Meßebene (Einzugsgebiet/„Plot“), so daß der Einfluß des Ausgangsgesteins verwischt wird. Allerdings lassen sich zwei Studien mit sehr hoher Quellenfunktion als historisch hoch belastete Standorte in Ostdeutschland identifizieren. Zwei weitere Standorte befinden sich auf Kalkstein (Einzugsgebiete). Hier sind auch sulfatische Verbindungen im Untergrund als S-Quelle denkbar. Bei den Standorten mit ausgeprägter Senkenfunktion ist das Ausgangssubstrat bisher noch nicht ermittelt. Allerdings ist auffällig, daß alle diese Studien tschechische Studien aus den 70er und 80er Jahren und mit einer Ausnahme Einzugsgebietsstudien sind. Trotz plausibler Chlorid-Bilanz erscheinen die Austräge dieser Gebiete im Verhältnis zum

Eintrag zu gering. Die extreme Eintragshöhe eines Standorts von fast  $150 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  erscheint aufgrund von Einträgen unter  $10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  im selben Gebiet Ende der 90er Jahre auch bei Beachtung des S-Depositionsrückganges unsicher.

Berücksichtigt man die oben beschriebenen Standorte nicht (Abb. 11), so läßt sich allein mit dem S-Eintrag über den Bestandesniederschlag fast 70 % der Variabilität im Gebietsaustrag erklären.

In Abb. 12 ist die Beziehung zwischen dem pH-Wert im Mineralboden und dem Schwefelaustrag dargestellt. Ausgewählt wurden nur Bestandesstudien („Plots“) bei denen die Meßebene des Austrags die Untergrenze des Hauptwurzelaumes ist (entspricht in etwa dem C-Horizont). Für das gesamte Datenkollektiv ergibt sich keine Beziehung zwischen pH-Wert und Gebietsaustrag an S. Werden nur die Studien der 70er und 80er Jahre betrachtet, so zeigt sich eine Tendenz zu hohen Austrägen bei tiefen pH-Werten. Gleiches Substrat

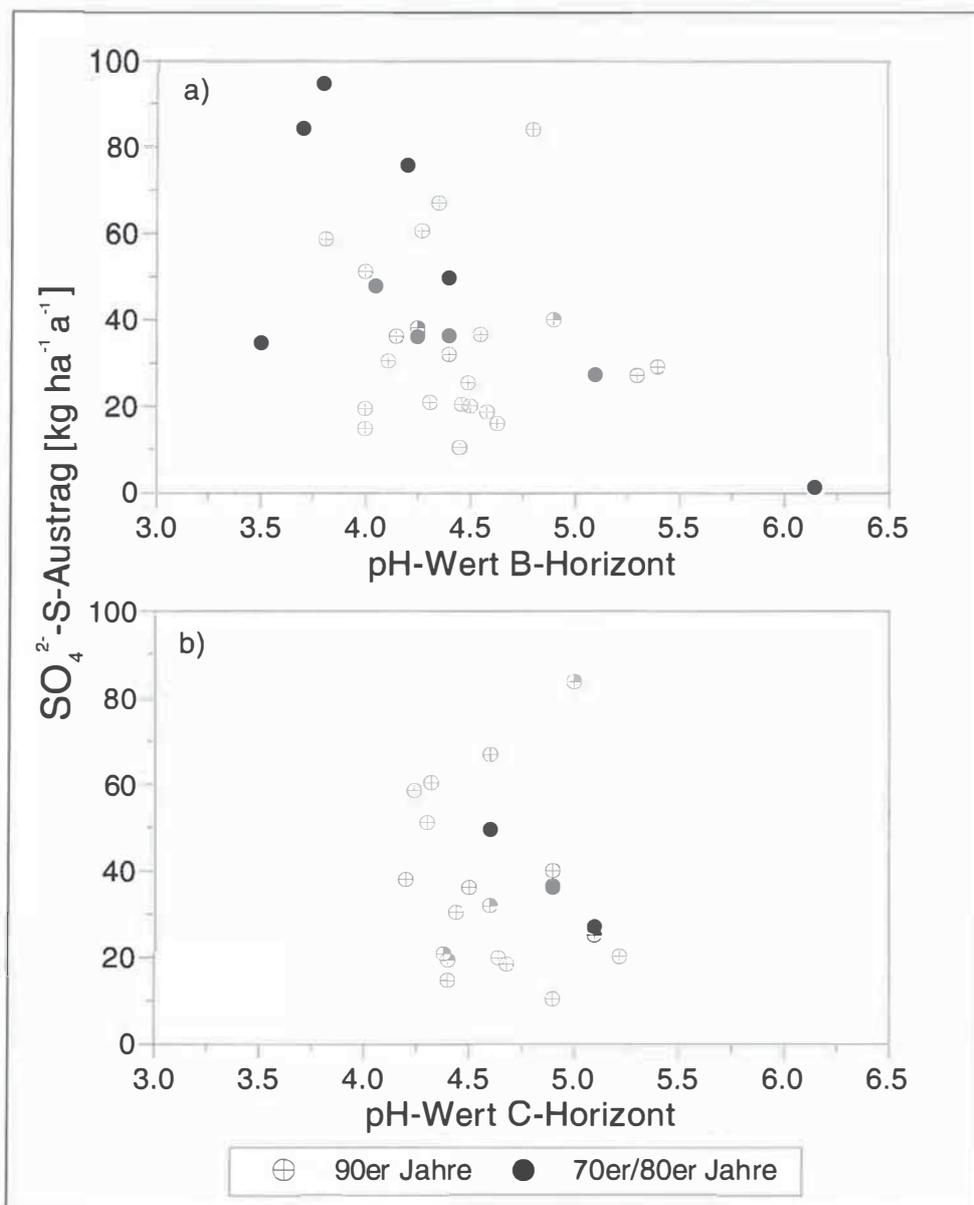


Abbildung 12

Beziehung zwischen pH-Wert ( $\text{H}_2\text{O}$ ) in verschiedenen Bodentiefen und  $\text{SO}_4^{2-}$ -S-Austrag mit dem Sickerwasser („Plot“ Studien).

vorrausgesetzt, sind aufgrund der Zunahme positiver Ladungsstellen bei tiefen pH-Werten allerdings erhöhte S-Sorption und dadurch geringere S-Austräge zu erwarten. Offensichtlich wird dieser Effekt durch unterschiedliche Eintragungshöhen und verschiedene Bodensubstrate überlagert, so daß auch bei den relativ hohen Einträgen der 70er und 80er Jahre keine erhöhte S-Retention bei tiefen pH-Werten erkennbar ist. Weiterhin ist zu berücksichtigen, daß die Bindungsplätze für Anionen nach längerandauernden hohen  $\text{SO}_4^{2-}$ -S-Einträgen gesättigt sein können. Für eine eintrags- und substratdifferenzierte Betrachtung ist die Anzahl der Studien in den 70er und 80er Jahren derzeit allerdings zu gering.

### 3.1.3 Aluminium

Der Al-Haushalt von Waldökosystemen ist i.A. durch niedrige Einträge und die geringe Einbeziehung in den Biokreislauf gekennzeichnet. Der Al-Eintrag mit dem Bestandsniederschlag wird daher in der überwiegenden Anzahl der Studien nicht erfasst. Die Vorhersage des Al-Austrags hat aufgrund der toxischen Wirkung von ionaren  $\text{Al}^{3+}$  auf die aquatische Fauna, technischer und toxikologischer Probleme bei der Trinkwassernutzung und evtl. nachteiliger Auswirkungen auf das Pflanzenwachstum (direkte und antagonistische Wirkungen) einen hohen Stellenwert. In den vorliegenden Studien wird der Al-Austrag allerdings überwiegend als Summe organischer ( $\text{Al}^{\text{org}}$ ) und ionarer ( $\text{Al}^{\text{in}}$ ) Spezies angegeben. Zwar dürften die organischen Anteile bei hohen Al-Austrägen vernachlässigbar sein, bei geringen Austrägen können sie jedoch in Abhängigkeit des Standortes hohe Anteile am Gesamt-Al-Austrag annehmen. Bei der Mobilisierung und dem Transport ionarer Al-Verbindungen im Mineralboden kommt den „mobilen“ Anionen  $\text{SO}_4^{2-}$  und  $\text{NO}_3^-$  entscheidende Bedeutung zu. In Abb. 13 ist daher der Al-Austrag dem Austrag der „mobilen“ Anionen  $\text{SO}_4^{2-}$  und  $\text{NO}_3^-$  gegenübergestellt. Hierbei wurde der gesamte Al-Austrag als ionares  $\text{Al}^{3+}$  gewertet, was v.a. bei niedrigen Al-Austrägen eine Überschätzung der Äquivalentsumme zur Folge haben dürfte. Die Darstellung zeigt, daß über einem Austrag „mobiler“ Anionen von ca.  $2 \text{ kmol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  für die meisten Studien eine gute Beziehung zu Al-Austrag besteht. Eine Beziehung zum Ausgangsgestein ist dagegen nicht zu erkennen. Mit einer Ausnahme stellen diese Studien Bestandesstudien auf „Plot“-Ebene dar. Ist bei hohen N+S-Austrägen nur ein geringer Al-Austrag zu beobachten, handelt es sich meist um Einzugsgebiete auf Kalkstein. In einem Fall treten die geringen Al-Austräge bei hohem N+S-Austrag auf einen Standort in Ostdeutschland mit sehr hoher historischer Staubbelastung auf. Die „mobilen“ Anionen  $\text{SO}_4^{2-}$  und  $\text{NO}_3^-$  werden an diesen Standorten überwiegend von „basischen“ Kationen (v.a.  $\text{Ca}^{2+}$  und  $\text{Mg}^{2+}$ ) begleitet. Zwischen Austrag an N + S und Al-Austrag ergibt sich für die „Plot“-Studien (ohne Kalkstandorte und den oben beschriebenen Standort) eine signifikante Beziehung ( $r^2 = 0,82$ ,  $n = 36$ ). Der Bereich von  $0-2 \text{ kmol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  N+S-Austrag wird fast ausschließlich von Einzugsgebietsstudien abgedeckt. In der tieferen Sickerstrecke von Einzugsgebieten kann Al durch Freisetzung basisch wirksamer Kationen bzw. Ausfällung

von Al-Verbindungen je nach Fließwegen effektiv abgepuffert werden, was im Vergleich zu „Plot“-Studien zu geringeren Austragsraten führt.

In Abb. 14 ist der Al-Austrag in Abhängigkeit von pH-Wert des Bodens ( $\text{H}_2\text{O}$ ) dargestellt. Wie zu erwarten ergibt sich für die Einzugsgebiete keine Abhängigkeit zum pH-Wert des Bodens. Für die „Plot“-Studien zeigt sich jedoch eine signifikante Zunahme der Austräge bei niedrigen pH-Werten.

### 3.1.4 Nährstoffkationen ( $\text{K}^+$ , $\text{Ca}^{2+}$ ; $\text{Mg}^{2+}$ )

Während für  $\text{NO}_3^-$  und  $\text{SO}_4^{2-}$  der Eintrag mit dem Bestandesniederschlag als Schätzung des Elementeintrages in Waldökosysteme Verwendung finden kann, muß der Bestandeseintrag der Nährstoffkationen um die Anteile der Kronenauswaschung korrigiert werden. Dies gilt besonders für das Element  $\text{K}^+$ , das in hohem Mengen aus den Blattorganen ausgewaschen wird. Die Korrektur erfordert zusätzlich zum Bestandesniederschlag die Eintragsraten mit dem Freilandniederschlag, die bislang nur für ein Teilkollektiv von 27 Standorten vorliegen. Die Gegenüberstellung der summarischen Ein- und Austräge an Nährstoffkationen ergibt keine Abhängigkeiten (nicht dargestellt). Für vier Studien ist die Bilanz schwach positiv, die Standorte können offensichtlich kaum noch größere Mengen an  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  und  $\text{K}^+$  verlieren. Eindeutige Beziehungen zu Ausgangsgestein und positiver Bilanz sind aus dem derzeitigen Datenbestand nicht abzuleiten.

Für die Elemente Magnesium (Abb. 15) und Calcium (Abb. 16) ist zusätzlich die Bilanz in Abhängigkeit vom Bestandesniederschlag dargestellt. Vor allem für Magnesium kann der Bestandesniederschlag als erste Schätzung der um die Kronenauswaschung korrigierten Gesamtdeposition (GDP) Verwendung finden. Zwischen Bestandesniederschlag und Gesamtdeposition zeigt sich hier eine straffe Beziehung (Abb. 15a); der „reale“ Eintrag wird bei Verwendung des Bestandeseintrages nur leicht überschätzt. Extrem negative Bilanzen (Austrag weit über dem Eintrag) ergeben sich erwartungsgemäß für Standorte auf Kalkgesteinen. Hier liegen durch die Carbonatlösung die Austräge um mehr als eine Größenordnung über den Einträgen. Für die restlichen Standorte ergibt sich ebenfalls eine überwiegend negative Bilanz. Für Einzugsgebiete erscheint die Bilanz v.a. bei geringen Mg-Einträgen stärker negativ als für „Plot“-Studien, was im Zusammenhang mit der Abpufferung von Al und Mobilisierung von  $\text{Mg}^{2+}$  im tieferen Untergrund zu sehen ist. Nur für wenige Standorte ergibt sich eine leicht positive Bilanz, die sich bei Berücksichtigung der Überschätzung der Einträge mit dem Bestandesniederschlag mehr in Richtung geschlossen verschieben dürfte (vgl. auch Abb. 15b). Bei Einträgen über  $5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  erscheint für die „Plot“-Studien eine gewisse Beziehung zum Eintrag zu bestehen; die Bilanz erscheint hier mehr oder weniger geschlossen. Unterhalb dieses Wertes ist die Bilanz dagegen überwiegend negativ.

Für Calcium (Abb. 16) ist die Beziehung zwischen Bestandesniederschlag und Gesamtdeposition weniger straff als für Magnesium. Zudem liege für hohe Ca-Einträge derzeit keine Gesamtdepositions-

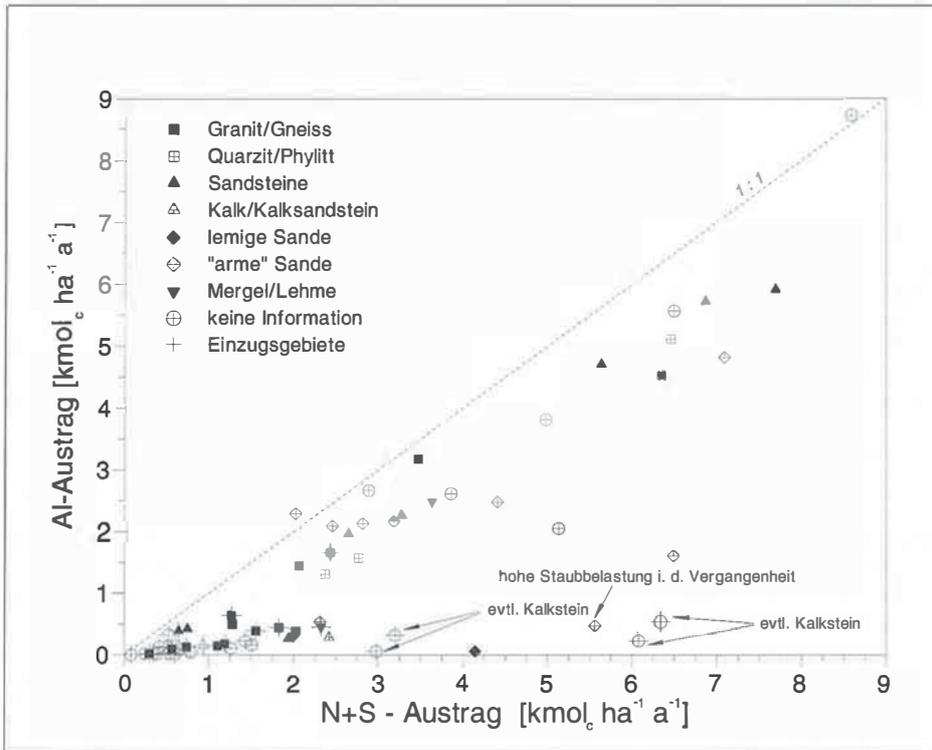


Abbildung 13

AI-Austrag in Abhängigkeit von Austrag der „mobilen“ Anionen  $\text{SO}_4^{2-}$  und  $\text{NO}_3^-$ .

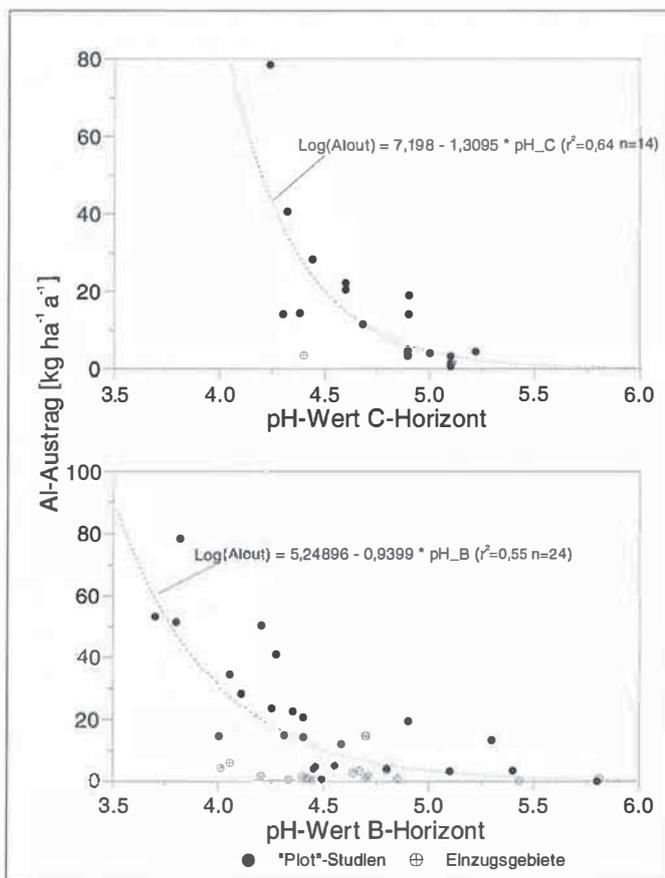
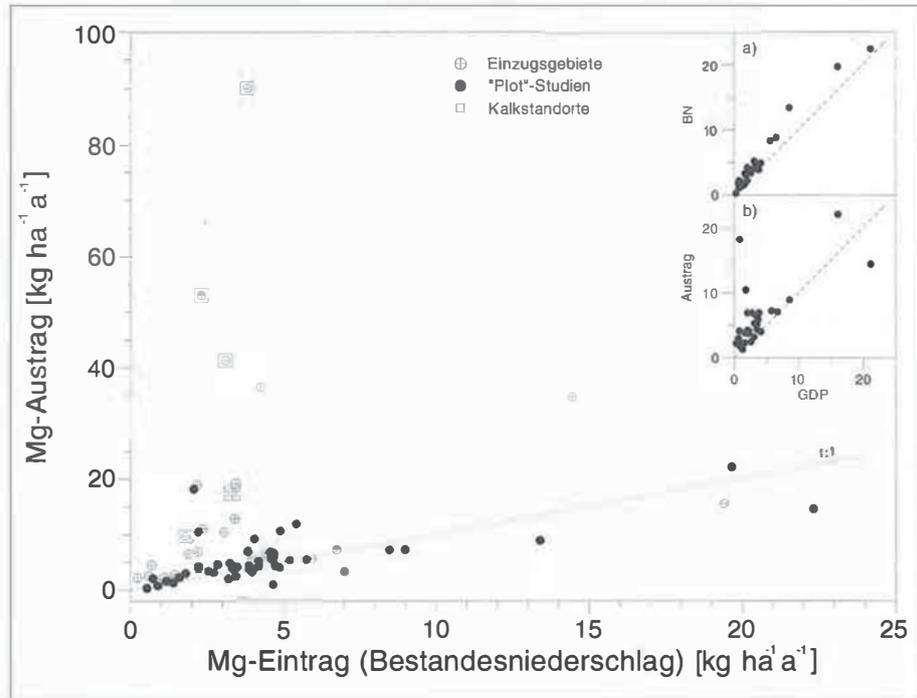


Abbildung 14

Beziehung zwischen Boden-pH-Wert ( $\text{H}_2\text{O}$ ) und AI-Austrag. Die dargestellten Regressionsgleichungen beziehen sich auf die „Plot“-Studien.

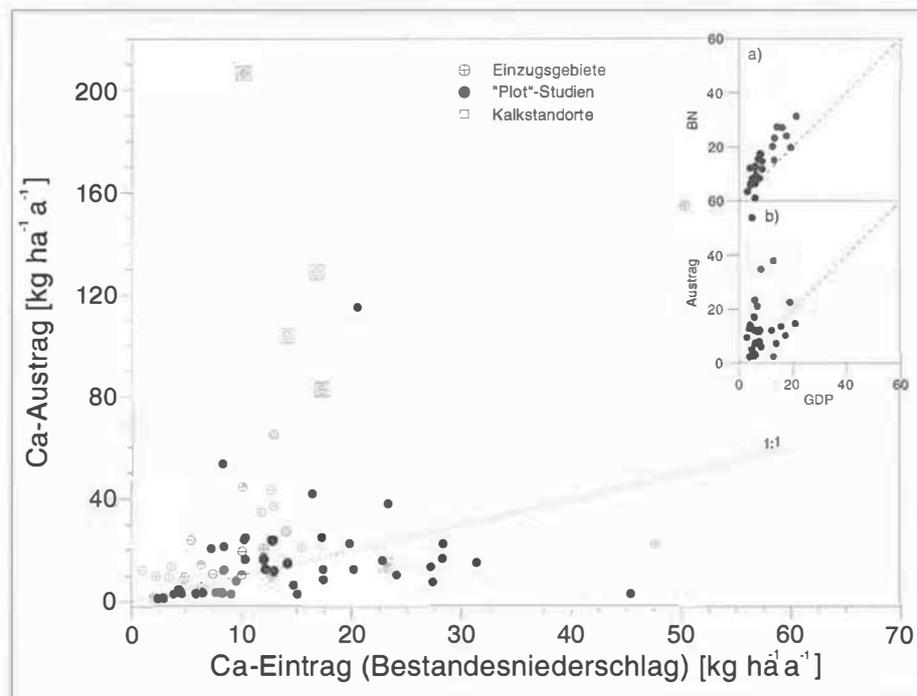


**Abbildung 15**

**Eintrags-Austrags-Bilanz für Magnesium.** Die große Abb. zeigt die Abhängigkeit vom Eintrag mit dem Bestandesniederschlag. Kleine Abb.: a) Zusammenhang zwischen Gesamtdeposition (GDP) und Bestandesniederschlag (BN); b) Austrag in Abhängigkeit von der Gesamtdeposition (GDP).

werte vor. Die Beziehung zwischen Bestandesniederschlag und Austrag ist daher vorsichtiger als bei Mg zu interpretieren. Wiederum ist erwartungsgemäß die Bilanz für Calcium auf Kalkstandorten extrem negativ. Auch die nahezu ausnahmslos negative Bilanz der Einzugsgebiete zeigt die gleiche Tendenz wie bei Magnesium. Im Gegensatz

zu Magnesium ist allerdings das vermehrte Auftreten positiver Bilanzen (Eintrag > Austrag) erkennbar. Zudem deutet sich für „Plot“-Standorte unterhalb ca. 8-10 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> eine ausgeglichene bis leicht positive Bilanz an; negative Bilanzen scheinen erst oberhalb dieses Wertes aufzutreten.

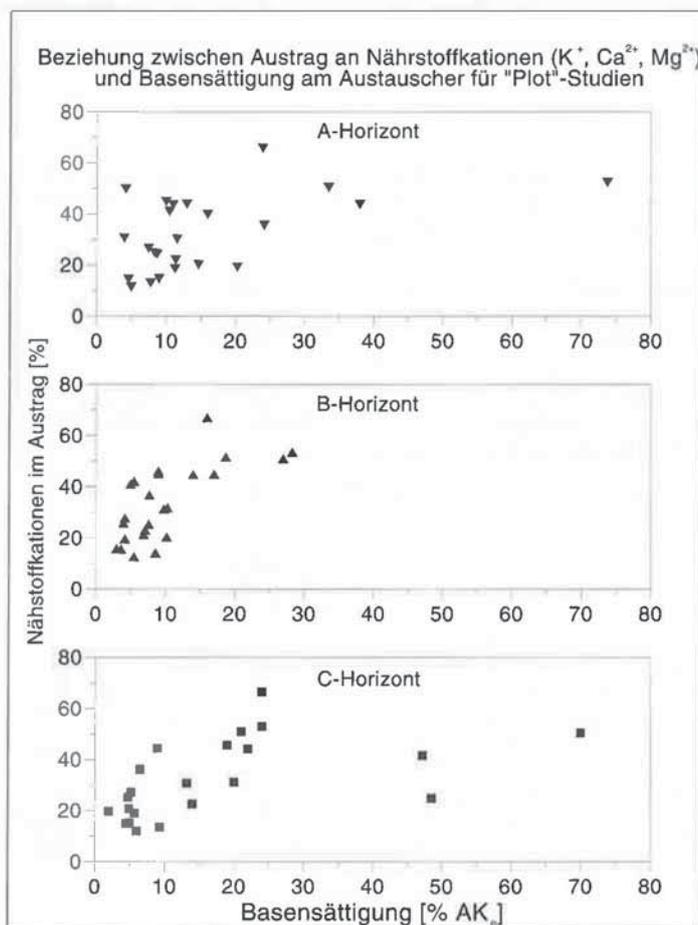


**Abbildung 16**

**Eintrags-Austrags-Bilanz für Calcium.** Die große Abb. zeigt die Abhängigkeit vom Eintrag mit dem Bestandesniederschlag. Kleine Abb.: a) Zusammenhang zwischen Gesamtdeposition (GDP) und Bestandesniederschlag (BN); b) Austrag in Abhängigkeit von der Gesamtdeposition (GDP).

Neben den Einträgen ist ferner eine Beziehung der Basensättigung am Austauscher (Anteil der Ionen  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  und  $\text{Mg}^{2+}$  an der eff. Austauschkapazität) zum Austrag der Nährstoffkationen ( $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  und  $\text{Mg}^{2+}$ ) zu erwarten. Da neben der Basensättigung auch die "mobilen" Anionen  $\text{NO}_3^-$  und  $\text{SO}_4^{2-}$  den Kationenaustrag steuern, ist in Abb. 17 der Zusammenhang zwischen Basensättigung am Austauscher und dem Anteil der Nährstoffkationen an der Ionensumme aus "mobilen" Anionen ( $\text{NO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}$ ) und Nährstoffkationen dargestellt. Einzugsgebiete wurden aufgrund der oben erläuterten Prozesse nicht in der Darstellung verwendet. Wie zu erwarten, ergibt sich nur eine sehr lose Beziehung zwischen der Basensättigung im A-Horizont (Oberboden) und dem Anteil der Nährstoffkationen im Austrag. Der Standort mit fast 75 % Basensättigung im Oberboden ist der schon aus der Al-Beziehung (Abb. 13) bekannte Standort mit hoher historischer Staubbelastung. Die beste Bezie-

„Meßebe“ der Saugkerzen liegt für die betrachteten „Plot“-Studien in etwa im Niveau des C-Horizontes, wodurch hier die beste Beziehung zum Austragsanteil zu erwarten wäre. Zwei Standorte mit Basensättigungen um 50 % im C-Horizont weichen allerdings stark von der Beziehung ab. Bei näherer Betrachtung zeigt sich, daß die vergleichsweise hohe Basensättigung dieser beiden Standorte erst im C-Horizont erreicht wird. Im A- und B-Horizont liegt sie dagegen deutlich unter 10 %. Ein Standort erreicht ca. 70 % Basensättigung im Unterboden wobei wiederum die Nährstoffkationen äquivalent zu  $\text{NO}_3^-$  und  $\text{SO}_4^{2-}$  ausgetragen werden. Die Parabraunerde dieses Standorts hat als Ausgangssubstrat der Bodenbildung Feinsedimente des Obermiozäns, wobei im Oberboden eine deutliche Lößlehmkomponente vorkommt. Im Gegensatz zu den anderen Standorten ist hier mit hohen Anteilen an  $\text{HCO}_3^-$  an der Anionensumme zu rechnen.



**Abbildung 17**

**Beziehung zwischen dem Anteil an Nährstoffkationen ( $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^+$ ) im Sickerwasseraustrag (Austragsniveau etwa C-Horizont) an der Ionensumme  $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^+ + \text{NO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}$  und Basensättigung am Austauscher in verschiedenen Bodentiefen.**

hung zwischen Anteil der Nährstoffkationen im Austrag ergibt sich für die Basensättigung der B-Horizonte. Ab etwa 20-30 % Basensättigung sind die Nährstoffkationen mit 50 % an der Austragssumme nahezu äquivalent zu „mobilen“ Anionen vorhanden. Bis zu 25 % Basensättigung erscheint die Beziehung zum Austragsanteil für den C-Horizont wesentlich straffer als für den B-Horizont. Die

#### 4. Schlußfolgerungen und Ausblick

Die Untersuchungen zum Stoffhaushalt von Waldökosystemen zeigen, daß neben dem Stoffeintrag Zustandsgrößen des Waldökosystems wie Humus- und Bodeneigenschaften, Ernährungszustand und Vegetationsdaten kausal mit den Stoffausträgen verknüpft sind. Im derzeitigen Stand der

Auswertungen ist aus den beiden Größen N-Eintrag und C/N-Verhältnis der Humusaufgabe eine Prognose des N-Austrags von Waldökosystemen möglich. Auch für den S-Austrag sowie den Austrag an Nährstoffkationen lassen sich Abhängigkeiten zu Elementeintrag und Ökosystemparametern zeigen. Die Unsicherheit von Vorhersagen zum Elementaustrag mit dem Sickerwasser bzw. Gebietsabfluß ist derzeit allerdings noch relativ hoch. Den Untersuchungen liegt ein vergleichsweise inhomogenes Datenmaterial zugrunde. Die Vergleichbarkeit der Stoffflüsse und Ökosystemparameter ist daher durch unterschiedliche Methodik erschwert. Auswertungen, die innerhalb von intensiv untersuchten Verbundprojekten durchgeführt werden, zeichnen sich durch die Verwendung standardisierter Methoden aus (vgl. GUNDERSEN *et al.*, 1998b). Dadurch ist eine hohe Vergleichbarkeit der Ergebnisse gewährleistet. Allerdings ist hier die Anzahl der untersuchten Standorte sehr beschränkt, wodurch die Repräsentativität der Ergebnisse nicht immer gewährleistet ist. Dem Nachteil der erschwerten Vergleichbarkeit liegt bei Verwendung vieler, unterschiedlicher Standorte daher der Vorteil höherer Repräsentativität der Ergebnisse gegenüber.

Die bestehende Datenbasis wird derzeit noch intensiv um „fehlende“ Ökosystemparameter erweitert. Hierdurch wird sich v.a. für die Betrachtung von S-Al- und Kationenausträgen die Datengrundlage erweitern. In Zukunft ist eine Erweiterung und Überprüfung der an europäischen Daten abgeleiteten Transferfunktionen vorgesehen. Hierfür werden Fallstudien mit Manipulationen des Stoffhaushalts und Untersuchungen nordamerikanischer Standorte verwendet.

Im Anschluß an die Auswertungen erfolgt die Überprüfung der Transferfunktionen an unabhängigen Teilkollektiven, die nicht zur Ableitung der Transferfunktionen herangezogen wurden. Hierzu sind v.a. Fallstudien in der Bundesrepublik vorgesehen (z.B. „Waldklimastationen“ in Bayern, „Stoffbilanzstationen“ in Sachsen). Darüber hinaus wurden in Zusammenarbeit mit der Sächsischen Landesanstalt für Forsten (Graupa) an zusätzlichen Standorten Saugkerzen zur Beprobung des Sickerwassers installiert. Diese Daten werden in Ergänzung zu Bodendaten Bodenzustandserhebung (BZE) in Sachsen für die beispielhafte Regionalisierung von „Indikatoren“ und „Transferfunktionen“ in Sachsen genutzt. Im weiteren können anhand flächenhafter Stoffaustragsprognosen Schutz- und Bewirtschaftungskonzepte für Waldökosysteme abgeleitet werden.

## 5. Danksagung

Diese Arbeit wurde gefördert durch das Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF), Projektnummer BEO 0339476 C. Wir danken Dr. Bernhard Manderscheid (BITÖK), Dr. Nancy Dise, Dr. Jannette MacDonald (The Open University, Milton Keynes, UK) für die Zusammenarbeit bei Erstellung und Auswertung der Datenbasis sowie Dr. Gerhard Raben (Sächsische Landesanstalt für Forsten, Graupa) für die Überlassung von Boden- und Stoffflußdaten und die Kooperation bei Auswahl und Beprobung von Standorten in Sachsen.

## 6. Literatur

- ABER, J.D.; OLLINGER, S.V.; DRISCOLL, C.T. (1997): Modeling nitrogen saturation in forest ecosystems in response to land use and atmospheric deposition. *Ecological Modelling*, 101: 61-78.
- ANDERSSON, L.; ARHEIMER, B.; SUNDBLAD, K. (1995): Influence of catchment characteristics, forestry activities and deposition on Nitrogen export from small forested catchments. *Water, Air and Soil Pollution* 84: 81-102.
- BLINKEY, D.; BURNHAM, H.; ALLEN, H.L. (1999): Water quality impacts of forest fertilization with nitrogen and phosphorus. *Forest Ecology and Management* 121: 191-213.
- BMLF (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten) (Hrsg.) (1994): Bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE). Arbeitsanleitung. Bonn, 158 S.
- BREDEMEIER, M.; BLANK, K.; XU, J.-Y.; TIETEMA, A.; BOXMAN, A.W.; EMMET, B.; MOLDAN, F.; GUNDERSEN, P.; SCHLEPPI, P.; WRIGHT, R.F. (1998): Input-output balances at the NITREX sites. *Forest Ecology and Management* 101, S 57-64.
- COSBY, B.J.; FERRIER, R.C.; JENKINS, A.; EMMETT, B.A.; WRIGHT, R.F.; TIETEMA, A. (1997): Modelling the ecosystem effects of nitrogen deposition: Model of ecosystem retention and loss of inorganic nitrogen (MERLIN). *Hydrology and Earth System Sciences* 1: 137-158.
- COSBY, B.J.; HORNBERGER, G.M.; GALLOWAY, J.N.; WRIGHT, R.F. (1985): Modelling the effects of acid deposition: assesment of a lumped parameter model of soil water and streamwater chemistry. *Water Resour. Res.* 21, 51-63.
- DE VRIES, W.; REINDS, G.J.; DEELSTRA H.D.; KLAP, J.M.; VEL, E.M. (1998): Intensive Monitoring of Forest Ecosystems in Europe. Technical Report 1998. EC, UN/ECE 1998. Brüssel, Genf, 104 S.
- DISE, N.B.; MATZNER, E.; FORSIS, M. (1998a): Evaluation of organic horizon C:N ratio as an indicator of nitrate leaching in conifer forests across Europe. *Environmental Pollution*, 102: 453-456.
- DISE, N.B.; MATZNER, E.; GUNDERSEN, P. (1998b): Sythesis of Nitrogen Pools and Fluxes from european forest ecosystems. *Water, Air and Soil Pollution*, 105: 143-154.
- DISE, N.B.; WRIGHT, R.F. (1995): Nitrogen leaching from European forest in relation to nitrogen deposition. *Forest Ecology and Management* 71: 153-161.
- FEGER, K.H. (1993): Bedeutung von ökosystemaren Umsätzen und Nutzungseingriffen für den Stoffhaushalt von Waldökosystemen. *Freiburger Bodenkundl. Abh.* 31, 237 S.
- FORSIUS, M.; KLEEMOLA, S., STARR, M.; RUOHO-AIROLA, T. (1995): Ion mass budgets for small forested catchments in Finland. *Water Air and Soil Pollution* 79: 19-38.

- FOTTOVA, D.; SKOREPOVA, I. (1998):  
Changes in mass elements fluxes and their importance for critical loads: Geomon network, Czech republic. *Water, Air and Soil pollution* 105: 1-2: 365-376
- GUNDERSEN, P.; CALLESEN, I.; de VRIES, W (1998a):  
Nitrate leaching in forest ecosystems is related to forest floor C/N ratios. *Environmental Pollution* 102: 403-407.
- GUNDERSEN, P.; EMMETT, B.A.; KJONAAS, O.J.; KOOPMANS, C.J.; TIETEMA, A. (1998b): Impact of nitrogen deposition on nitrogen cycling in forests: a synthesis of NITREX data. *Forest ecology and management* 101: 37-55.
- GUNDERSEN, P. (1995):  
Nitrogen deposition and leaching in European forests – preliminary results from a data compilation. *Water, Air and Soil Pollution* 85: 1179-1184..
- HAUHS, M.; ROST-SIEBERT, K., RABEN, G., PACES, T.; VIGERUST, B. (1989):  
Summary of European Data. In: MALANCHUK, J.L.; NILSSON, J. (Hrsg.): *The Role of Nitrogen in the Acidification of Soils and Surface Waters*. Miljörapport 89, 10: 5.1-5.37.
- KLEEMOLA, S.; FORSIUS, M. (eds.) (1996):  
International Cooperative Programme on Integrated Monitoring of Air Pollutant Effects on Ecosystems. 5th Annual Report. Finnish Environment Institute, Helsinki. *The Finnish Environment* 27. 82 S.
- KLEEMOLA, S.; FORSIUS, M. (eds.) (1997):  
International Cooperative Programme on Integrated Monitoring of Air Pollutant Effects on Ecosystems. 6th Annual Report. Finnish Environment Institute, Helsinki. *The Finnish Environment* 116. 56 S.
- KLEEMOLA, S.; FORSIUS, M. (eds.) (1999):  
International Cooperative Programme on Integrated Monitoring of Air Pollutant Effects on Ecosystems. 8th Annual Report. Finnish Environment Institute, Helsinki. *The Finnish Environment* 325. 35 S.
- KREUTZER, K.; BEIER, C.; BREDEMEIER, M.; BLANK, K.; CUMMINS, T.; FARRELL, E.P.; LAMMERSDORF, N.; RASMUSSEN, L.; ROTHE, A.; DE VISSER, P.H.B.; WEIS, W.; WEIS, T.; XU, Y.-J. (1998):  
Atmospheric deposition and soil acidification in five coniferous forest ecosystems: a comparison of the control plots of the EXMAN sites. *Forest Ecology and Management* 101: 125-142.
- LIU, S.; MUNSON, R.; JOHNSON, D.W.; GHERINI, S.; SUMMERS, K.; HUDSON, R.; WILKINSON, K.; PITELKA, L.F. (1992):  
The nutrient cycling model (NuCM): Overview and application. In: Johnson, D.W.; Lindberg, S.E. (eds.): *Atmospheric deposition and nutrient cycling in forest ecosystems*. Ecological studies 91, Springer-Verlag New York, 583-609.
- SVERDRUP, H.; ALVETEG, M.; LANGAN, S.; PA\_ÉS, T. (1995):  
Biogeochemical modelling of small catchments using PROFILE and SAFE. In: Trudgill, S.T. (ed.): *Solute modelling in catchment systems*. John Wiley & Sons, Chichester, 75-99.
- ULRICH, B. (1991):  
Rechenweg zur Schätzung der Flüsse in Waldökosystemen – Identifizierung der sie bedingenden Prozesse. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Göttingen Bd. B24*, 204-210.
- VAN DER MAAS, M.P.; VAN BREEMEN, N.; VAN LANGEVELDE, I. (1990):  
Hydrochemical budgets of two Douglas-fir stands affected by acid deposition on the Veluwe, the Netherlands. Dutch Priority Programme on Acidification, report no 102.201, RIVM, Bilthoven, the Netherlands.
- VAN DER SALM, C.; KROS., J.; GROENENBERG, J.E.; DE VRIES, W.; REINDS, G.J. (1995):  
Application of soil acidification models with different degrees of process description (SMART, RESAM, NUCSAM) on an intensively monitored spruce site. In: Trudgill, S.T. (ed.): *Solute modelling in catchment systems*. John Wiley & Sons, Chichester, 327-346.
- WHITEHEAD, P.G.; WILSON, E.J.; BUTTERFIELD, D. (1998a):  
A semi-distributed integrated nitrogen model for multiple source assessment in catchments (INCA): Part I – model structure and process equations. *The Science of the Total Environment* 210/211: 547-558.
- WHITEHEAD, P.G.; WILSON, E.J.; BUTTERFIELD, D.; SEED, K. (1998b):  
A semi-distributed integrated nitrogen model for multiple source assessment in catchments (INCA): Part II – application to large river basins in south Wales and eastern England. *The Science of the Total Environment* 210/211: 559-583.

#### **Anschrift der Verfasser:**

Martin Armbruster<sup>a</sup> und Egbert Matzner<sup>b</sup>

<sup>a</sup> TU Dresden  
Institut für Bodenkunde und Standortslehre  
Piener Str. 19  
D-01735 Tharandt

<sup>b</sup> Lehrstuhl für Bodenökologie  
Bayreuther Institut für Terrestrische Ökosystemforschung (BITÖK)  
Dr.-Hans-Frisch-Str. 1-3  
D-95440 Bayreuth

# Berichte der ANL 24 (2000)

Herausgeber:

Bayerische Akademie für Naturschutz  
und Landschaftspflege (ANL)

Seethaler Str. 6

D - 83406 Laufen

Telefon: 086 82 / 89 63 - 0

Telefax: 086 82 / 89 63 - 17 (Verwaltung)

086 82 / 89 63 - 16 (Fachbereiche)

E-Mail: [poststelle@anl.bayern.de](mailto:poststelle@anl.bayern.de)

Internet: <http://www.anl.de>

Die Bayerische Akademie für Naturschutz  
und Landschaftspflege ist eine dem  
Geschäftsbereich des Bayerischen Staatsministeriums  
für Landesentwicklung und Umweltfragen  
angehörige Einrichtung.

Schriftleitung und Redaktion:

Dr. Notker Mallach, ANL

Für die Einzelbeiträge zeichnen die  
jeweiligen Autoren verantwortlich.

Die Herstellung von Vervielfältigungen  
– auch auszugsweise –  
aus den Veröffentlichungen der  
Bayerischen Akademie für Naturschutz  
und Landschaftspflege sowie deren  
Benutzung zur Herstellung anderer  
Veröffentlichungen bedürfen der  
schriftlichen Genehmigung unseres Hauses.

Erscheinungsweise:

Einmal jährlich

Dieser Bericht erscheint verspätet  
im Dezember 2001

Bezugsbedingungen:

Siehe Publikationsliste am Ende des Heftes

Satz, Druck und Bindung:

Lippl Druckservice, 84529 Tittmoning

Druck auf Recyclingpapier (100% Altpapier)

ISSN 0344-6042

ISBN 3-931175-61-8