

ARBEITSBERICHT

Institut für Forstökologie und Walderfassung

Machbarkeitsstudie zur Bilanzierung von Phosphor auf Level II- Flächen und ihre Übertragbarkeit auf Standorte der BZE II

Arbeitsbericht 4/ 07

von

Katrin Ilg



**Bundesforschungsanstalt
für Forst- und Holzwirtschaft**

und

Zentrum Holzwirtschaft
Universität Hamburg

Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft Hamburg
Hausadresse: Leuschnerstr. 91, 21031 Hamburg
Postadresse: Postfach 80 02 09, 21002 Hamburg

Tel: 040 / 73962-X01
Fax: 040 / 73962-480
Email: kilg@bfh-inst7.fh-egerswalde.de
Internet: <http://www.bfafh.de>

Institut für Forstökologie und Walderfassung

**Machbarkeitsstudie zur Bilanzierung von Phosphor auf Level II-
Flächen und ihre Übertragbarkeit auf Standorte der BZE II**

von

Katrin Ilg

Arbeitsbericht des Instituts für Forstökologie und Walderfassung
Laufzeit: Juni – Oktober 2007

Eberswalde, Oktober 2007

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis.....	II
Tabellenverzeichnis.....	IV
Abbildungsverzeichnis.....	V
1 Einleitung	1
1.1 Hintergrund	1
1.2 Phosphorkreislauf in Waldökosystemen, mögliche Bilanzierungsansätze	1
1.3 Aufbau der vorliegenden Arbeit.....	2
2 Nadel-Blatt-Werte	3
2.1 Fichte	3
2.2 Kiefer	5
2.3 Buche, Traubeneiche, Stieleiche.....	6
3 Input-Output-Bilanzen.....	8
3.1 Atmosphärische Einträge.....	8
3.2 P-Austräge mit dem Sickerwasser	10
3.3 Input-Output-Bilanzen ohne Entzüge durch Ernte.....	12
3.4 Input-Output-Bilanzen mit Entzug durch Ernte.....	12
3.5 Weitere Eingangsparameter einer Input-Output-Bilanz.....	14
4 P-Kreislauf der Level II-Flächen	15
4.1 Biomasse des Bestandes.....	15
4.2 Biomasse der Bodenvegetation	16
4.3 Kronenraumprozesse	16
4.4 Streufall.....	17
4.5 Dekomposition	18
4.6 Bodenlösung	18

4.7	<i>P-Vorräte im Mineralboden und in der Humusauflage</i>	18
4.8	<i>P-Konzentrationen im Sickerwasser</i>	20
4.9	<i>Stoffhaushaltsmodell</i>	21
4.10	<i>Übertragbarkeit der Befunde auf die BZE II</i>	22
4.11	<i>Zusammenfassung</i>	23
Danksagung		25
Literaturverzeichnis		26
Anhang		30
A.1	<i>Nadel-Blatt-Werte</i>	30
	<i>Fichte</i>	30
	<i>Kiefer</i>	31
	<i>Buche, Trauben- und Stieleiche</i>	32
A.2	<i>Atmosphärische Einträge</i>	33
A.3	<i>P im Sickerwasser</i>	34
A.4	<i>Input-Output-Bilanzen</i>	34
A.5	<i>Biomasse des Bestandes/ Kronenraum</i>	35
A.6	<i>P-Vorrat im Mineralboden und in der Humusauflage</i>	35
A.7	<i>P-Konzentrationen im Sickerwasser</i>	38

Tabellenverzeichnis

Tabelle 4.1:	C/P-Verhältnisse in Auflage und Mineralboden (0-5, bzw. 0-10 cm) nach Humusformen getrennt.....	19
Tabelle 4.2:	Korrelation zwischen dem P-Gehalte in Nadeln/Blättern und den C/P-Verhältnissen in der organischen Auflage und dem Mineralboden.....	20
Tabelle 4.3:	Anteil der DS in verschiedenen Konzentrationsbereichen	20
Tabelle 4.4:	Bilanzen und Stoffhaushaltsparameter für Standorte in Rheinland-Pfalz; a)-h) in $\text{kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, i)-l) in kg P ha^{-1} ; m) in mg P l^{-1}	22
Tabelle 4.5:	Bilanzen und Stoffhaushaltsparameter für alle Standorte, für die Input-Output-Bilanzen erstellt werden konnten; a)-g) in $\text{kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, h)-j) in kg P ha^{-1} ;	22
Tabelle A.1:	Einstufung der P-Gehalte (Fichtennadeln) in Versorgungsklassen (in %).....	30
Tabelle A.2:	Stratifizierung der P-Gehalte (Mediane, in mg g^{-1}) von Fichtennadeln nach (Haupt-) Bodentypen, (Haupt-) Humusformen und Substratgruppen	31
Tabelle A.3:	Einstufung der P-Gehalte (Kiefernnadeln) in Versorgungsklassen (in %).....	31
Tabelle A.4:	Stratifizierung der P-Gehalte (Mediane, in mg g^{-1}) von Kiefernnadeln nach (Haupt-) Bodentypen, (Haupt-) Humusformen und Substratgruppen.	32
Tabelle A.5:	Einstufung der P-Gehalte (Buche, Trauben- und Stieleiche) in Versorgungsklassen (in %).....	32
Tabelle A.6:	Stratifizierung der P-Gehalte (Mediane, in mg g^{-1}) von Buchen- und Eichenblättern nach (Haupt-) Bodentypen, (Haupt-) Humusformen und Substratgruppen.....	33
Tabelle A.7:	P-Depositionsdaten vor und nach Plausibilitätskontrolle	34
Tabelle A.8:	Signifikante Korrelationen verschiedener Bodenparameter und Nadelblatt-Gehalte über alle Baumarten und nach Baumarten getrennt. R= Spearman's R	36

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2.1:	P-Gehalte in Nadeln (Fichte), Vergleich verschiedener Nadeljahrgänge.....	4
Abbildung 2.2:	N/P-Quotient und P-Gehalte von Fichtennadeln (Werte unterhalb der horizontalen Linie: P-Mangel; Werte rechts der vertikalen Linie: disharmonische N-Quotienten nach Hüttl, 1991 und Fiedler & Höhne, 1984).	4
Abbildung 2.3:	N/P-Quotient und P-Gehalte von Kiefernadeln (Werte unterhalb der horizontalen Linie: P-Mangel; Werte rechts der vertikalen Linie: disharmonische N-Quotienten; nach Hüttl, 1991 und Fiedler & Höhne, 1984).	5
Abbildung 3.1:	P-Bestandesdeposition in Abhängigkeit von der Baumart, angezeigt sind der Median sowie die 25/75-, 10/90- und 5/95-Perzentile und die Anzahl der Datensätze (Zahl über Boxplot).....	9
Abbildung 3.2:	Bestandesdeposition über den Beobachtungszeitraum 1994-2004, angezeigt sind der Median sowie die 25/75-, 10/90- und 5/95-Perzentile und die Anzahl der Datensätze (Zahl über Boxplot).....	10
Abbildung 3.3:	P-Austrag mit dem Sickerwasser und Sickerwassermenge über den Beobachtungszeitraum 1996-2004, angezeigt sind der Median sowie die 25/75-, 10/90- und 5/95-Perzentile und die Anzahl der Datensätze (Zahl über Boxplot).....	11
Abbildung 3.4:	Input-Output-Bilanzen (ohne Berücksichtigung des Ertrages) über die Baumart, angezeigt sind der Median sowie die 25/75-, 10/90- und 5/95-Perzentile und die Anzahl der Datensätze (Zahl über Boxplot).	13
Abbildung 3.5:	Input-Output-Bilanzen (ohne und mit Berücksichtigung des Ertrages) über den Beobachtungszeitraum 1996-2004, angezeigt sind der Median sowie die 25/75-, 10/90- und 5/95-Perzentile und die Anzahl der Datensätze (Zahl über Boxplot). Die Anzahl der Datensätze ist in beiden Abbildungen gleich.	13
Abbildung 4.1:	Bilanz der Kronentraufe nach Baumarten getrennt	17
Abbildung 4.2:	P-Vorrat in der organischen Auflage und im Wurzelraum (organische Auflage + Mineralboden 0-60 cm) nach Humusformen getrennt, angezeigt sind der Median sowie die 25/75-, 10/90- und 5/95-Perzentile und die Anzahl der Datensätze (Zahl über Boxplot).....	19

1 Einleitung

1.1 Hintergrund

Im Rahmen der ersten bundesweiten Bodenzustandserhebung (BZE), durchgeführt von 1988 bis 1992, zeichnete sich auf Basis der Nährstoffgehalte in Nadeln und Blättern für die untersuchten Baumarten Buche, Eiche, Fichte und Kiefer eine flächendeckende Phosphor (P)-Unterversorgung ab. Gleichzeitig führte ein hohes Angebot an Stickstoff (N) aus atmosphärischen Einträgen auf vielen Untersuchungspunkten zu ungünstigen N/P-Verhältnissen, was mittelfristig eine P-Mangelsituation nach sich ziehen könnte (Deutscher Waldbodenbericht, 1996).

Auf 89 Dauerbeobachtungsflächen, die im Rahmen des europaweiten Level II-Programms in Deutschland eingerichtet wurden, werden seit rund 15 Jahren zum Teil kontinuierlich boden- und vegetationskundliche, meteorologische sowie atmosphärische Depositionsparameter erhoben. Mit Hilfe von P-Bilanzen soll der P-Versorgungsstatus dieser Flächen genauer betrachtet werden, um daraus Aussagen für den Zeitraum 1994 bis 2004 treffen zu können und um Empfehlungen für die Auswertung der zurzeit laufenden zweiten BZE abzuleiten. Dazu muss aber zunächst geklärt werden, welche Daten vorliegen, welche Parameter abgeleitet werden müssen und wie detailliert demzufolge eine solche Bilanzierung überhaupt sein kann. An der BFH werden die Daten der Länder, die für die Ergebnisse und länderseitige Auswertung zuständig sind, gesammelt und ausgewertet.

1.2 Phosphorkreislauf in Waldökosystemen, mögliche Bilanzierungsansätze

Der Phosphorkreislauf in Ökosystemen wird von Ökologen oft als „kompakter Kreislauf“ bezeichnet, d.h. die P-Menge, die im Boden und in Pflanzen gespeichert ist und dort zirkuliert, ist groß im Vergleich zu den Ein- und Austrägen (Newman, 1995). So betragen die Ein- und Austräge an P in einem Waldökosystem in Norddeutschland zwischen 0 und $0,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, der Vorrat an verfügbarem P im Boden dagegen 380 kg P ha^{-1} (Peters, 1990). Dazu kommt, dass die zu bestimmenden P-Konzentrationen z.B. in der atmosphärischen Deposition oder im Sickerwasser oft sehr gering sind ($< 0,1 \text{ mg P l}^{-1}$) und damit für die Laboranalytik eine potentielle Fehlerquelle darstellen. Aus diesen Gründen wurde einer Bilanzierung von P in Waldökosystemen, also einer Erhebung der Ein- und Austräge, in der Literatur bisher vergleichsweise wenig Aufmerksamkeit gezollt.

Einfachstes Modell, um den P-Haushalt eines Ökosystems zu beschreiben, ist eine Input-Output-Bilanz. Dabei ist das Ökosystem selber eine „Black Box“, die Prozesse innerhalb des Ökosystems werden nicht berücksichtigt, sondern lediglich die Ein- und Austräge quantifiziert. Darauf aufbauend kann der P-Haushalt eines Ökosystems beliebig detailliert beschrieben werden, je nach Datenlage.

Peters (1990) ermittelte eine Input-Output-Bilanz für einen Buchen-Eichen-Forst in Schleswig-Holstein anhand der Differenz aus dem Eintrag (Bestandesniederschlag) und dem Austrag (Sickerwasser). Darüber hinausgehend führte sie noch die Parameter Deposition im Freiland, Streufall und Blattauswaschung auf. Campo et al. (2001)

untersuchten einen tropischen Trockenwald in Mexiko. Die in diese Studie eingehenden Parameter waren der Eintrag über atmosphärische P-Deposition (Freilandniederschlag)

und der Austrag an gelöstem und partikulärem P über das Sickerwasser. Ferner wurde der ökosysteminterne P-Zyklus anhand des Bestandesniederschlages, des Streufalls und der verfügbaren P-Fraktion im Boden näher charakterisiert. Trettin et al. (1999) erfassten in einem 21-jährigen Untersuchungszeitraum in einem ungestörten Hochlandwald in Tennessee die Biomasse der Vegetation und der Streu sowie den im Boden bis in 60 cm Tiefe vorhandenen P-Pool. Damit haben sie keine Bilanz im eigentlichen Sinne erstellt, sondern die Veränderung verschiedener P-Pools über die Zeit betrachtet.

Eines der umfangreichsten Bilanzierungskonzepte präsentieren Blanco et al. (2005). Die Arbeitsgruppe erhob und simulierte ein Modell zum Nährstoffkreislauf (auch für P) in einem forstlich genutzten Nadelwald der gemäßigten Breiten. Wie die einzelnen Parameter erhoben wurden, ist im Vergleich zu einigen anderen Arbeiten sehr gut und ausführlich beschrieben. Im Gelände erhoben wurden dabei Daten zum Streufall, Nährstoffgehalte und Dekompositionsraten der Nadeln und der Nährstoffgehalt im Boden. Alle weiteren Parameter wurden aus diesen Daten und aus der Literatur abgeleitet, z.B. die in der ober- und unterirdischen Vegetation gespeicherten Nährstoffe (Litton et al., 2003), die mittlere Retranslokationseffizienz oder der Nährstoffbedarf der Bäume. Für atmosphärische Einträge (trocken und nass) wurden Daten einer 40 km entfernten Messstation verwendet und die Zufuhr aus der Verwitterung abgeschätzt (Kimmins, 2004; Fisher & Binkley, 2000). Austräge mit dem Sickerwasser wurden vernachlässigt.

1.3 Aufbau der vorliegenden Arbeit

Im Weiteren werden die einzelnen Parameter, die auf den Level II-Flächen erhoben wurden und für die P-Bilanzierung relevant sind, auf ihre Vollständigkeit hin überprüft und ausgewertet. Dabei werden zunächst die Nadel-Blatt-Werte abgehandelt, da sie bisher der eindeutigste Hinweis auf eine P-Unterversorgung sind. Anschließend kommen die Parameter zur Sprache, die in eine Input-Output-Bilanz einfließen und zuletzt alle weiteren Parameter, die für eine detaillierte Beschreibung des P-Haushaltes relevant sind. Nicht (direkt) erhobene, aber relevante Parameter werden abgeschätzt, wo dies möglich und notwendig ist.

Die für die Auswertung verwendeten Programme waren Access, SigmaPlot, um Boxplots und andere Diagramme darzustellen, Excel für einfache Berechnungen und statistische Tests (z.B. Mittelwert, Standardabweichung, Median) und Statistica für aufwändigere statistische Tests wie z.B. Korrelationen oder Vergleiche. Dabei wurden immer nicht-parametrische Tests durchgeführt: Spearmans R für Korrelationen und die Kruskal-Wallis-ANOVA, bzw. den Median-Test für einen Vergleich mehrerer unabhängiger Stichproben. Das Signifikanzniveau aller statistischer Analysen lag bei $p < 0,05$. Die wichtigsten Ergebnisse werden in den anschließenden Kapiteln knapp vorgestellt, ausführlichere Erläuterungen zur Auswertung und weitere Ergebnisse findet der interessierte Leser im Anhang.

2 Nadel-Blatt-Werte

Anhand dieser Nährstoffgehalte kann man auf den Versorgungsstatus eines Waldstandortes schließen und eventuell vorliegende Mangelsituationen identifizieren. Neben den reinen Elementkonzentrationen spielen auch die Elementverhältnisse, wie z.B. das N/P-Verhältnis, eine wichtige Rolle zur Beurteilung des Ernährungszustandes der Bäume. Weicht der Quotient von bestimmten Referenzwerten ab, z.B. durch atmosphärische N-Einträge, ist dies ein Zeichen für ein disharmonisches Nährstoffangebot. Der N/P-Quotient ist dabei oft ein sensitiveres Maß als die Elementgehalte. Als Orientierung bei der Auswertung und Einordnung der erhobenen Werte diente der Deutschen Waldbodenberichtes (1996). Allerdings wurde damals schon eine Überprüfung der Nährstoffklassen, auf deren Grundlage die Versorgung der Bäume beurteilt wurde, empfohlen.

Die Nährstoffgehalte in den Nadeln/ Blättern wurden auf den meisten Level II-Flächen im zweijährigen Turnus ermittelt, auf manchen Flächen aber auch jährlich, auf manchen Flächen unregelmäßig. Die unterversorgten Standorte sind im Detail im Anhang aufgeführt.

2.1 Fichte

Vergleicht man jüngere und ältere Nadeljahrgänge, so findet man für P, ähnlich wie für N, oft niedrigere Gehalte in den älteren Jahrgängen. Dies lässt sich vermutlich auf eine Verlagerung von älteren in jüngere Nadeln zurückführen, v.a. in kritischen Versorgungssituationen (Deutscher Waldbodenbericht, 1996; Bauer et al., 1997). Außerdem denkbar wären eine Auswaschung von Nährstoffen im Laufe der Jahre (Morris et al., 2003) oder ein Verdünnungseffekt, da die älteren Nadeln zwar noch wachsen, aber weniger Nährstoffe akkumulieren als die jüngeren Nadeln.

Auf den hier untersuchten Standorten sinken die P-Gehalte der Nadeln mit zunehmendem Nadeljahrgang (Abbildung 2.1), vom aktuellen Jahr auf den 1. Jahrgang um 29%, auf den 2. um 30% und auf den 4. um 46%. Dies entspricht ungefähr der Translokationsrate, die bei der BZE I beobachtet wurde. Wie bei der BZE I ist auch hier keine ansteigende Verlagerung mit abnehmender Versorgung zu beobachten.

Die P-Gehalte des aktuellen Nadeljahrgangs liegen bei $1,5 \text{ mg P g}^{-1}$ (Median), für den Nadeljahrgang 1 bei $1,26 \text{ mg P g}^{-1}$, für den zweiten bei $0,95 \text{ mg P g}^{-1}$ und für den vierten Jahrgang bei $0,77 \text{ mg P g}^{-1}$. Unter der Voraussetzung, dass der bei der BZE I verwendete Grenzwert von $1,2 \text{ mg P g}^{-1}$ allgemein gültig ist, sind demzufolge 12% aller Standorte mit P unterversorgt (aktueller Nadeljahrgang). Bezieht man die älteren Nadeljahrgänge in diese Bewertung mit ein, so liegt eine flächendeckende P-Unterversorgung vor (Tabelle A.1). Allerdings sind die älteren Nadeln physiologisch weniger aktiv und spielen daher für die Vitalität eines Baumes keine so große Rolle, so dass der hier verwendete Grenzwert eigentlich nicht auf die älteren Nadeljahrgänge übertragbar ist.

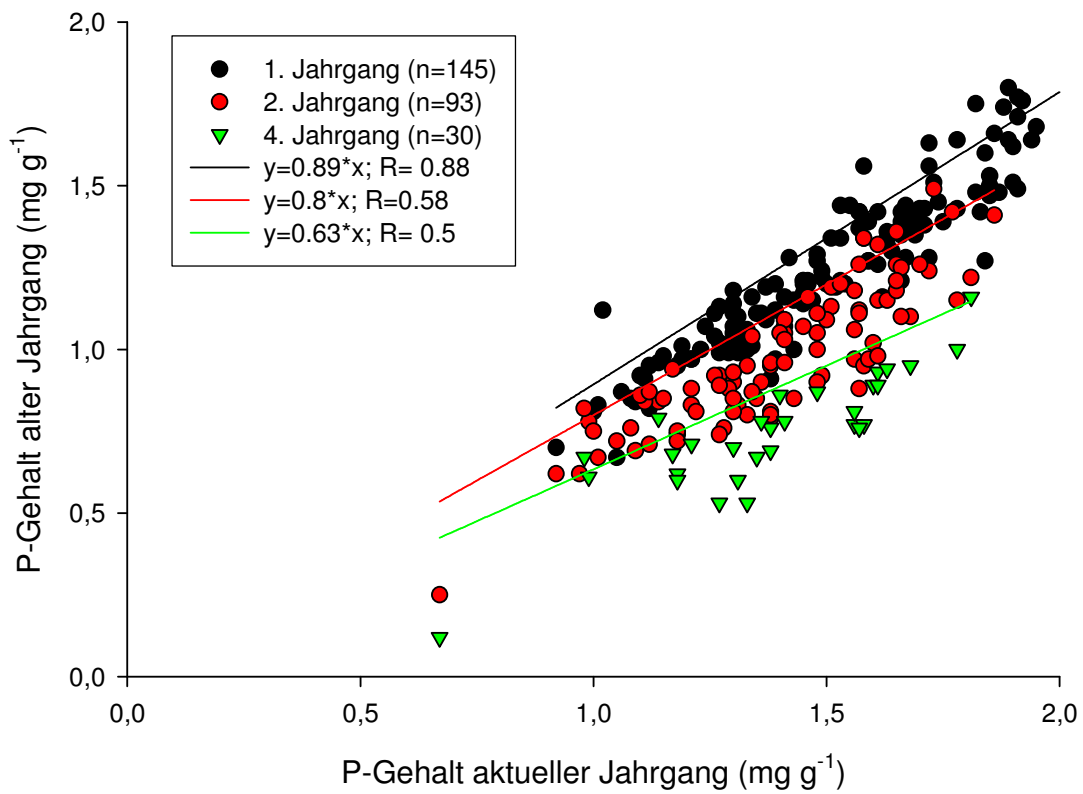


Abbildung 2.1: P-Gehalte in Nadeln (Fichte), Vergleich verschiedener Nadeljahrgänge

Beim aktuellen Nadeljahrgang der Fichten sind 4% aller N/P-Quotienten als kritisch in Hinblick auf ein disharmonisches Nährstoffverhältnis einzustufen (Abbildung 2.2).

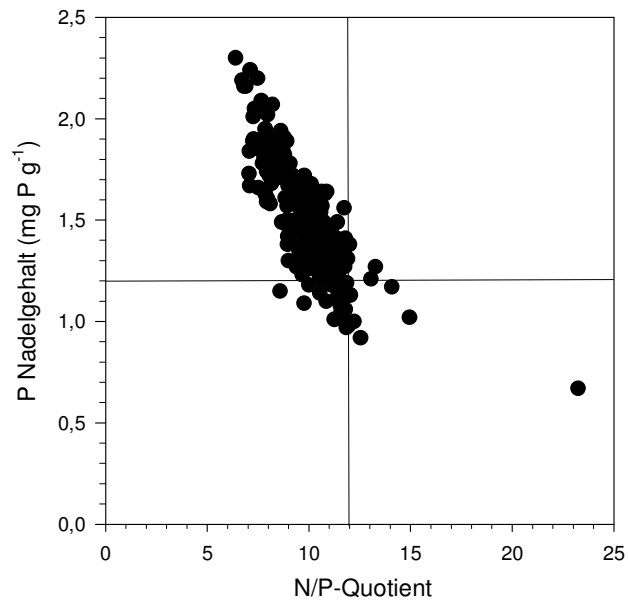


Abbildung 2.2: N/P-Quotient und P-Gehalte von Fichtennadeln (Werte unterhalb der horizontalen Linie: P-Mangel; Werte rechts der vertikalen Linie: disharmonische N-Quotienten nach Hüttl, 1991 und Fiedler & Höhne, 1984).

Eine Stratifizierung der P-Gehalte in Fichtennadeln lässt keine Differenzierung zwischen den unterschiedlichen Bodentypen und Humusformen erkennen, sehr wohl aber zwischen den Ausgangssubstraten. Fichten auf Substratgruppe 5 (Verwitterungslehme und Decklehm über „Quarz“) weisen signifikant geringere P-Gehalte in den Nadeln auf als Fichten auf den Substratgruppen 1, 2, 4 und 8 (karbonathaltige und -freie Lockersedimente, Verwitterungslehme über „Ton“ und intermediäre und saure Magmatite und Metamorphite).

2.2 Kiefer

Bei der Kiefer ist der Rückgang der P-Gehalte vom aktuellen zum 1. Nadeljahrgang mit 6% etwas geringer als bei der Fichte. Nicht bei allen Bäumen kommt es zu einer Translokation von P. Die P-Gehalte des aktuellen Nadeljahrgangs liegen bei $1,48 \text{ mg P g}^{-1}$ (Median); für den Nadeljahrgang 1 bei $1,39 \text{ mg P g}^{-1}$. Dies entspricht in beiden Fällen einer mittleren Versorgung. Im aktuellen Nadeljahrgang liegt für 6% der Standorte und für den 1. Nadeljahrgang für 12% der Standorte eine P-Unterversorgung vor. Damit ist die Ernährungslage der Kiefer nicht ganz so ungünstig wie die der Fichte (Tabelle A.3).

Beim aktuellen Nadeljahrgang der Kiefern sind 76% aller N/P-Quotienten als kritisch in Hinblick auf ein disharmonisches Nährstoffverhältnis einzustufen (Abbildung 2.3). Dies ist ein Hinweis darauf, dass der N/P-Quotient für die Kiefernstandorte der Level II-Flächen weitaus sensibler ist in Hinblick auf eine mögliche P-Unterversorgung als der reine Elementgehalt der Nadeln.

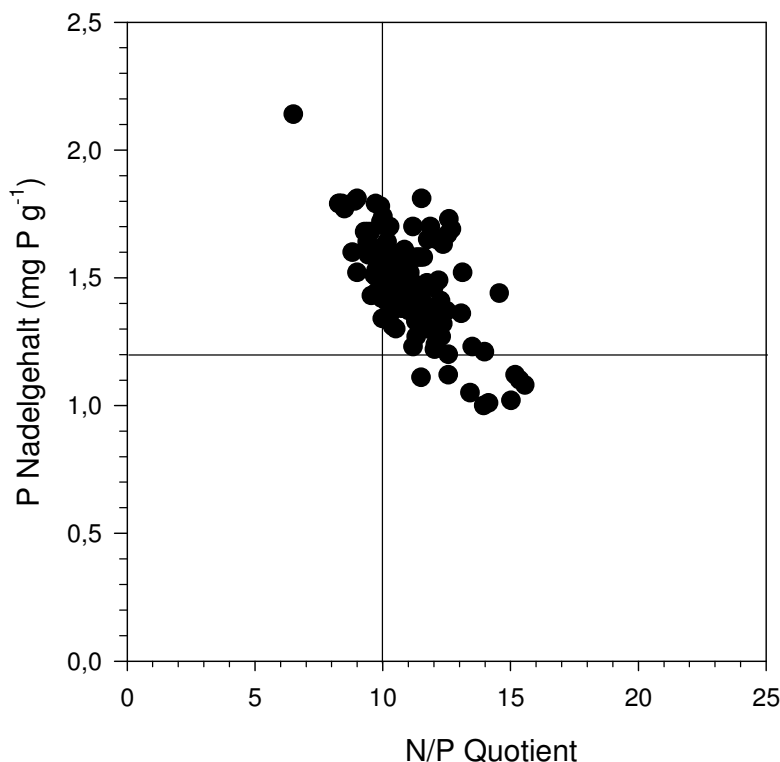


Abbildung 2.3: N/P-Quotient und P-Gehalte von Kiefernadeln (Werte unterhalb der horizontalen Linie: P-Mangel; Werte rechts der vertikalen Linie: disharmonische N-Quotienten; nach Hüttl, 1991 und Fiedler & Höhne, 1984).

Die P-Gehalt der Kiefernadeln wird nicht vom Ausgangssubstrat und dem Bodentyp beeinflusst, dafür aber von der Humusform: Kiefern auf Rohhumus weisen signifikant geringere P-Gehalte in den Nadeln auf als Kiefern auf Moder (auf Mullstandorten treten hier keine Kiefern auf). Dies lässt sich vermutlich auf eine nährstoff- und damit P-ärmere und schwerer abbaubare Streu sowie niedrigere pH-Werte auf den Rohhumusstandorten zurückführen (Scheffer & Schachtschabel, 2002).

2.3 Buche, Traubeneiche, Stieleiche

Bei der Buche zeichnet sich eine Tendenz zu geringer P-Versorgung ab (Median 1,27 mg P g⁻¹), da rund 9% der Werte in die Kategorie sehr gering versorgt (=unterversorgt) und rund 46% der Werte in die Kategorie gering versorgt eingestuft werden (Tabelle A.5). Ein ähnliches Ergebnis ergab sich bei der BZE I. Buchen auf Verwitterungs- und Decklehmen über „Quarz“ (Substrat 5) weisen signifikant niedrigere P-Gehalte in den Blättern auf als Buchen auf karbonatfreien Lockersedimenten und armen Sanden (Substrate 2,6). Ebenfalls signifikant geringere P-Gehalte zeigen sich auf Rendzinen/Terra fusca gegenüber Braunerden und Parabraunerden. Dies könnte aufgrund von pH-Werten > 7 an einer schlechteren P-Verfügbarkeit auf den Rendzina-Standorten liegen.

Trauben- und Stieleiche kommen auf vielen Standorten gemeinsam vor, wobei Stieleichen kleinstandörtlich auf feuchteren, schwereren Böden, Traubeneichen eher auf trockenen, gut drainierten, lockeren Böden vorkommen (Schütt et al., 1992). Zwar sind aufgrund der Level II-Daten keine Unterschiede hinsichtlich der Standorteigenschaften zu erkennen, trotzdem kann es aus dem o.g. Grund aber zu kleinräumigen Unterschieden in der P-Versorgung kommen. Statistische Tests ergaben signifikante Unterschiede zwischen den beiden Messserien der Nadel-Blatt-Werte, daher werden die beiden Eichenarten im Folgenden, wo möglich, getrennt voneinander ausgewertet.

Bei der Traubeneiche sind die P-Gehalte in den mittleren drei Klassen verteilt (Median 1,46 mg P g⁻¹), es liegen keine sehr geringen P-Gehalte vor. Von einer flächendeckenden Unterversorgung kann daher in diesem Fall nicht die Rede sein. Dagegen liegen bei der Stieleiche über die Hälfte der Werte im Bereich sehr geringer bis geringer P-Versorgung (Median 1,22 mg P g⁻¹). Dieser Wert ist vergleichbar mit einem mittleren P-Gehalt von 1,3 mg P g⁻¹ beschrieben von Gallardo & Covelo (2005). Für beiden Eichenarten wurden höhere P-Gehalte der Blätter auf Mull- im Vergleich zu Moderstandorten beobachtet (auf Rohhumusstandorten treten hier keine Eichen auf). Außerdem hatten Stieleichen auf Verwitterungs- und Decklehmen über „Quarz“ niedrigere P-Gehalte in den Blättern als Stieleichen auf Verwitterungs- und Decklehmen über „Ton“.

Für keine der fünf Baumarten konnte eine Zu- oder Abnahme im Laufe des Erhebungszeitraumes 1994-2004 festgestellt werden (Abbildung 2.3).

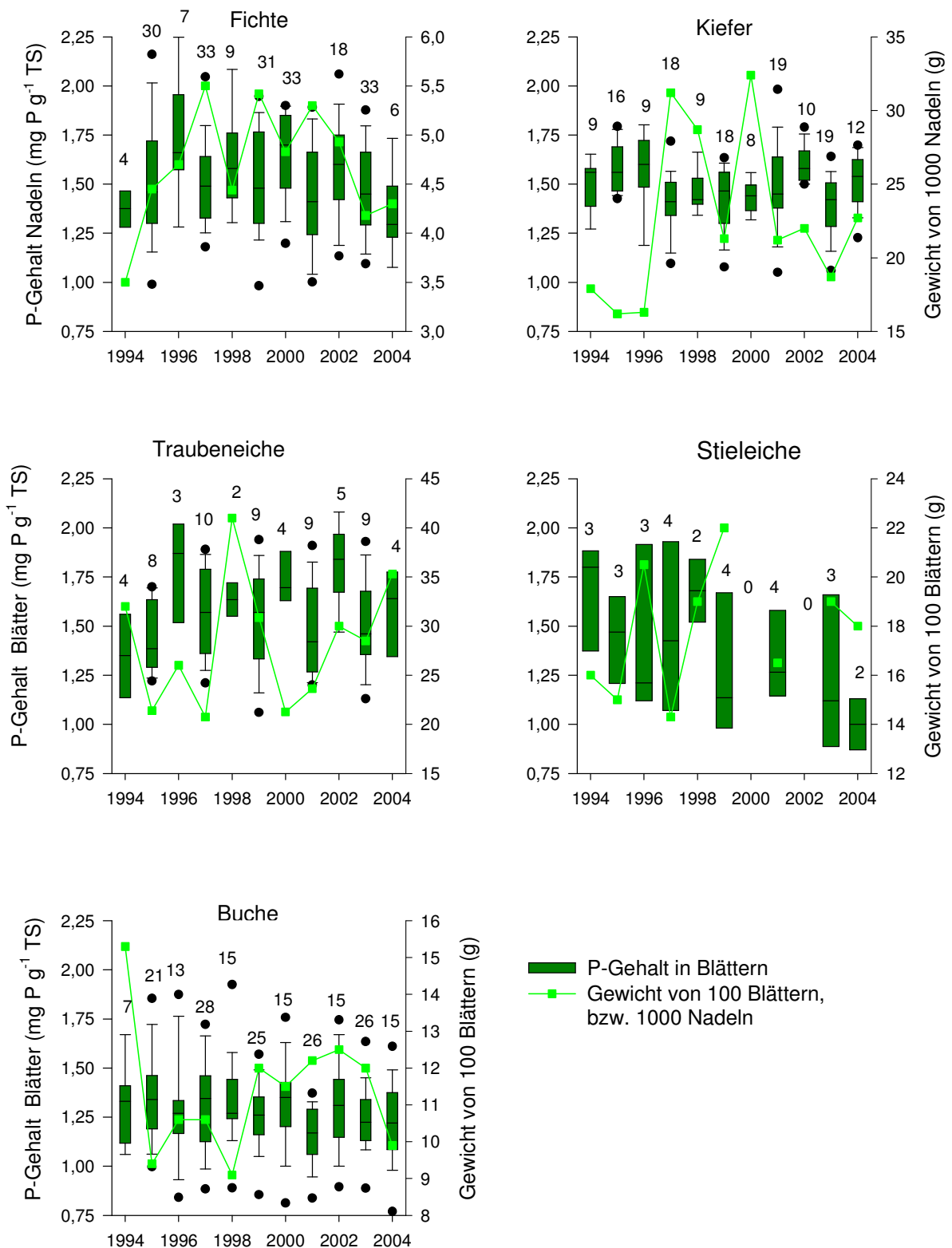


Abbildung 2.4: Mittlere P-Gehalte in Nadeln und Blättern über den Beobachtungszeitraum 1994-2004 (angezeigt sind der Median sowie die 25/75-, 10/90- und 5/95-Perzentile und die Anzahl der Datensätze) und 100-Blatt-, bzw. 1000-Nadelgewichte.

3 Input-Output-Bilanzen

3.1 Atmosphärische Einträge

Atmosphärische P-Einträge in Waldökosysteme lassen sich auf verschiedene Quellen zurückführen wie z.B. lithogenen Staub, Verbrennungsrückstände von Erdöl, Seegisch oder organische Partikel (Ulrich & Aszmutat, 1986; Tsukuda et al., 2006). Sie sind im Vergleich zu anderen Elementen wie N oder Schwefel (S) sowie im Vergleich zu den im Boden und in der Biomasse gespeicherten P-Vorräten gering. Daher werden sie in vielen Fällen gar nicht berücksichtigt (z.B. Richter et al., 2006). Finden sie allerdings Berücksichtigung, so sind die Angaben dazu oft widersprüchlich. Peters (1990) weist in ihrer P-Bilanz die Freiland- und die Bestandesdeposition aus. Die Bilanz berechnet sie mit den Einträgen der Bestandesdeposition. Campo et al. (2001) und Compton et al. (1998) dagegen rechnen Input-Output Bilanzen mit Einträgen aus dem Freilandniederschlag. Für eine interne Bilanzierung ziehen sie aber ebenfalls den Bestandesniederschlag hinzu. In keiner dieser Studien wurde der Stammabfluss berücksichtigt. Für eine korrekte Input-Output-Bilanz sind jedoch sowohl der Freiland- als auch der Bestandesniederschlag nicht völlig richtig: Der Freilandniederschlag unterschätzt die P-Einträge, da eine Interzeption von partikulärem P in der Kronentraufe nicht berücksichtigt wird. Beim Bestandesniederschlag können die beiden Faktoren Interzeption von partikulärem P und Blattauswaschung, bzw. -aufnahme nicht voneinander getrennt werden. Ulrich (1983) entwickelte ein Modell zur Quantifizierung solcher messtechnisch nur aufwändig zu erfassender Kronenrauminteraktionen. Damit ist es möglich, die trockene Deposition, also die Interzeption partikulärer Stoffe im Kronenraum, anhand des Natriumeintrages zu quantifizieren. Auf den vorliegenden Level II-Standorten ist diese Berechnung jedoch nicht möglich, da im Freiland lediglich die Gesamtdeposition erfasst wurde, für dieses Modell aber die nasse Deposition erforderlich ist (Duchesne et al., 2003; Wellbrock, 2002). Lediglich für Standort 101 liegen Daten zum P-Eintrag über die nasse Deposition im Freiland vor. Im Folgenden wurden Freiland- und Bestandesdeposition sowie der Stammabfluss ausgewertet. Für die Berechnung der Input-Output-Bilanzen wurden die P-Einträge aus der Bestandesdeposition plus die Einträge über den Stammabfluss (nur für Buche) herangezogen.

Berechnung der P-Deposition:

$$D = N * P / 3,06 * 0,01 \quad (1)$$

D= P-Deposition in kg P ha⁻¹ a⁻¹

N= Niederschlagsmenge in l m⁻²

P= Konzentration an PO₄⁻ in mg l⁻¹

3,06 ist das Molgewicht von PO₄, teilt man durch diesen Faktor erhält man P.

Von 41% aller Flächen/Jahre wurden Daten zum Bestandesniederschlag aufgenommen und von 40% zum Freilandniederschlag. Als fehlerhaft habe ich 3% aller erhobenen Daten eingestuft. Nicht beprobt wurde die P-Deposition in den Bundesländern Hessen,

Bayern, Brandenburg und Thüringen. Die Jahre 1994-2004 wurde mit unterschiedlicher Frequenz beprobt.

Die P-Deposition als Bestandesniederschlag beträgt im Mittel $0,29 \pm 0,38 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Median $0,17 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), als Freilandniederschlag $0,19 \pm 0,42 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Median $0,06 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) und als Stammabfluss $0,036 \pm 0,11 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Median $0,007 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Die Bestandesdeposition ist signifikant höher als die Freilanddeposition und der Stammabfluss gering im Vergleich zur Bestandesdeposition. Die Werte liegen in einem ähnlichen Rahmen wie Daten aus der Literatur (Newman, 1995; Compton et al., 1998; Blanco et al., 2005; Tsukuda et al., 2006). Carleton & Kavanagh (1990) und Goller (2006) fanden, vergleichbar zu den vorliegenden Daten, höhere P-Einträge über den Bestandes- als über den Freilandniederschlag. Dies lässt sich mit Interzeption erklären, evt. liegt auch eine Auswaschung von P aus den Blättern vor. Gordon et al. (2000) und Morris et al. (2003) fanden dagegen höhere P-Einträge über den Freiland- als über den Bestandesniederschlag. Die Autoren führen dies auf eine P-Aufnahme im Kronenraum zurück.

Die Baumart beeinflusst die Höhe der Bestandesdeposition: sie ist unter Traubeneiche am höchsten und unter Fichte am geringsten (Abbildung 3.1). Borken & Matzner (2004) beobachteten für N die höchsten Einträge auf Fichtenstandorten und die geringsten auf Kiefernstandorten.

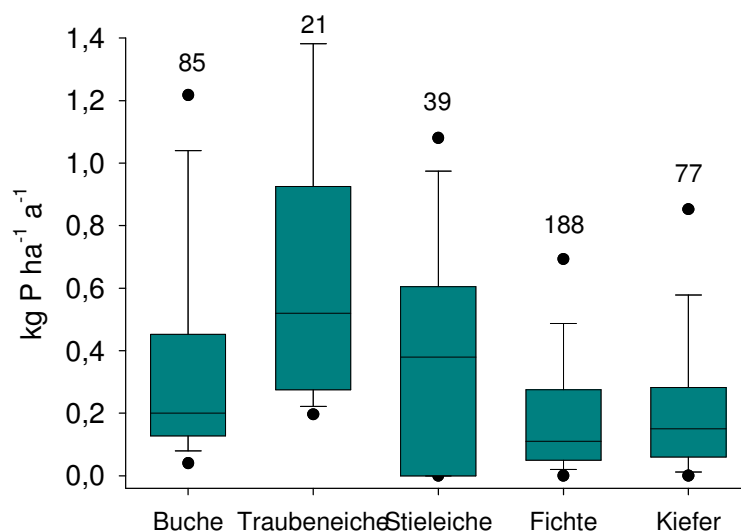


Abbildung 3.1: P-Bestandesdeposition in Abhängigkeit von der Baumart, angezeigt sind der Median sowie die 25/75-, 10/90- und 5/95-Perzentile und die Anzahl der Datensätze (Zahl über Boxplot).

Sie führten dies auf unterschiedliche Jahresniederschläge auf den jeweiligen Standorten zurück (Fichte= hohe Niederschläge, Kiefer= geringe Niederschläge). Ein solcher Zusammenhang liegt auf den Level II-Flächen jedoch nicht vor. So ist zu vermuten, dass sich die Unterschiede in der Bestandesdeposition auf unterschiedliche Interzeption und/oder Nadel/Blatt-Auswaschung in Abhängigkeit von der Baumart zurückführen lassen. Zwischen den Jahren gibt es keine signifikanten Unterschiede in der P-Deposition (Abbildung 3.2).

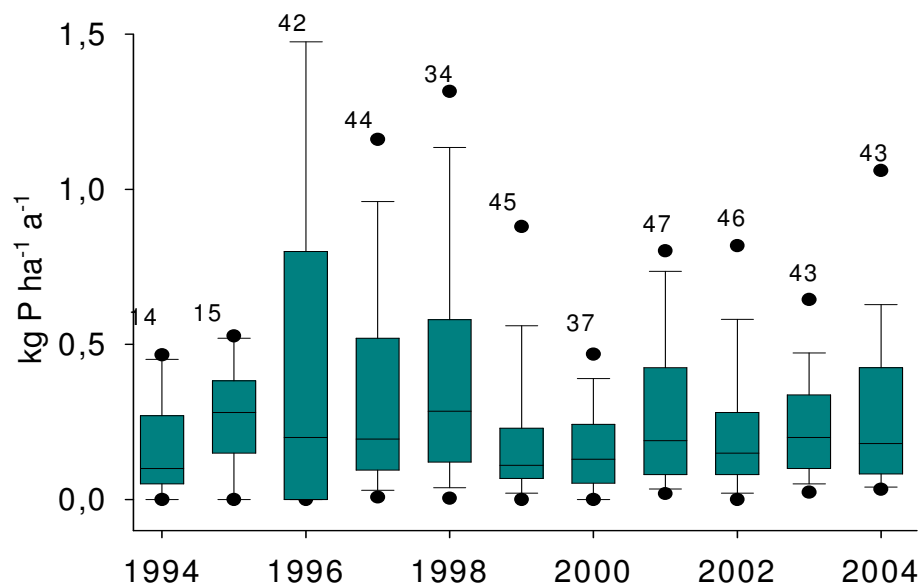


Abbildung 3.2: Bestandesdeposition über den Beobachtungszeitraum 1994-2004, angezeigt sind der Median sowie die 25/75-, 10/90- und 5/95-Perzentile und die Anzahl der Datensätze (Zahl über Boxplot).

3.2 P-Austräge mit dem Sickerwasser

Phosphor wird im Boden stark sorbiert und die P-Konzentrationen im Sickerwasser sind im Vergleich zu Nitrat beispielsweise gering. Daher werden die Austräge mit dem Sickerwasser, ähnlich wie die P-Depositionen, in Haushaltsmodellen oft vernachlässigt (z.B. Blanco et al., 2005). Je länger allerdings die betrachteten Zeiträume sind, desto mehr spielen die Parameter Ein- und Austrag auch bei P eine entscheidende Rolle dafür, ob der Nährstoffkreislauf eines Systems ausgeglichen ist oder nicht (Newman, 1995). Außerdem sollte die Bedeutung der P-Auswaschung auch in Hinblick auf ihre ökologische Relevanz nicht vernachlässigt werden. So ist P in aquatischen Ökosystemen oft der limitierende Nährstoff und diese Ökosysteme reagieren daher besonders empfindlich auf erhöhte P-Einträge. Eutrophierung kann die Folge sein (Schindler, 1971; Lee, 1973).

Die P-Frachten im Sickerwasser der Level II-Flächen wurden anhand der P-Konzentrationen und der Sickerwassermengen unterhalb des Wurzelraumes (variabel 0,6-1,2 m) ermittelt. Es liegen 256 verwertbare Datensätze vor, was rund 26% aller möglichen Daten entspricht (alle Standorte, 1994-2004). Nicht beprobt wurden die P-Austräge mit dem Sickerwasser in den Bundesländern Nordrhein-Westfalen (größtenteils), Hessen, Baden-Württemberg, Bayern (größtenteils), Sachsen-Anhalt und Thüringen sowie in den Jahren 1994 und 1995. Die Jahre 1996-2004 wurde mit unterschiedlicher Frequenz beprobt.

Da auf den Level II-Flächen zur Erfassung des Sickerwassers keramische Saugkerzen verwendet wurden, werden aufgrund von Sorption die P-Konzentrationen im Sickerwasser und damit die P-Frachten unter Umständen unterschätzt (Bottcher et al., 1984).

Die Spanne der P-Frachten reicht von 0-1,3 kg P ha⁻¹ a⁻¹, im Mittel liegen sie bei 0,06 ± 0,13 kg P ha⁻¹ a⁻¹ (Median 0,02 kg P ha⁻¹ a⁻¹). Phosphorausträge dieser Größenordnung unter Waldstandorten findet man auch in der Literatur, z.B. bei

Vaithiyanathan & Correll (1992; $> 0,3 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) am Ausgang eines Wassereinzugsgebietes, bei Kaiser et al. (2000; $0,4 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ unter Buche, $0,12 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ unter Kiefer) oder bei Qualls et al. (2002; $0,008 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) im Sickerwasser eines C-Horizontes. Einer nicht-parametrischen ANOVA zufolge haben der Bodentyp, die Humusart und das Ausgangssubstrat einen signifikanten Einfluss auf die P-Frachten im Sickerwasser. Die Ursachen hierfür konnte im Rahmen dieser Studie nicht geklärt werden. Rendzinen/Terra fuscen und Podsole weisen höhere P-Frachten auf als Parabraunerden. Ein Zusammenhang mit der Niederschlags- und Sickerwassermenge lässt sich nicht erkennen. Ein anderer Grund für die geringen P-Frachten bei Parabraunerden könnte die hohe P-Sorptionskapazität im Unterboden aufgrund der Tonverlagerung sein. Aus Böden mit Rohhumusaufgabe wird im Vergleich zu Böden mit Moder oder Mull mehr P ausgewaschen, obwohl auf den Standorten mit Rohhumusaufgaben die jährlichen Niederschlags- und Sickerwassermengen sogar geringer sind. Aus Böden auf intermediären und sauren Magmatiten/ Metamorphiten im Vergleich zu Böden aus armen Sanden oder basischen Magmatiten/ Metamorphiten mehr P ausgewaschen, was sich in diesem Fall auf die signifikant höhere Niederschlags- und Sickerwassermenge auf diesen Standorten zurückführen lassen könnte. Dagegen spielt die Baumart keine Rolle. Die P-Frachten steigen von 1996 bis 1998 signifikant an und gehen bis 2004 wieder etwas zurück (Abbildung 3.3). Eine Korrelation mit der jährlichen Niederschlags- und Sickerwassermenge liegt jedoch nicht vor.

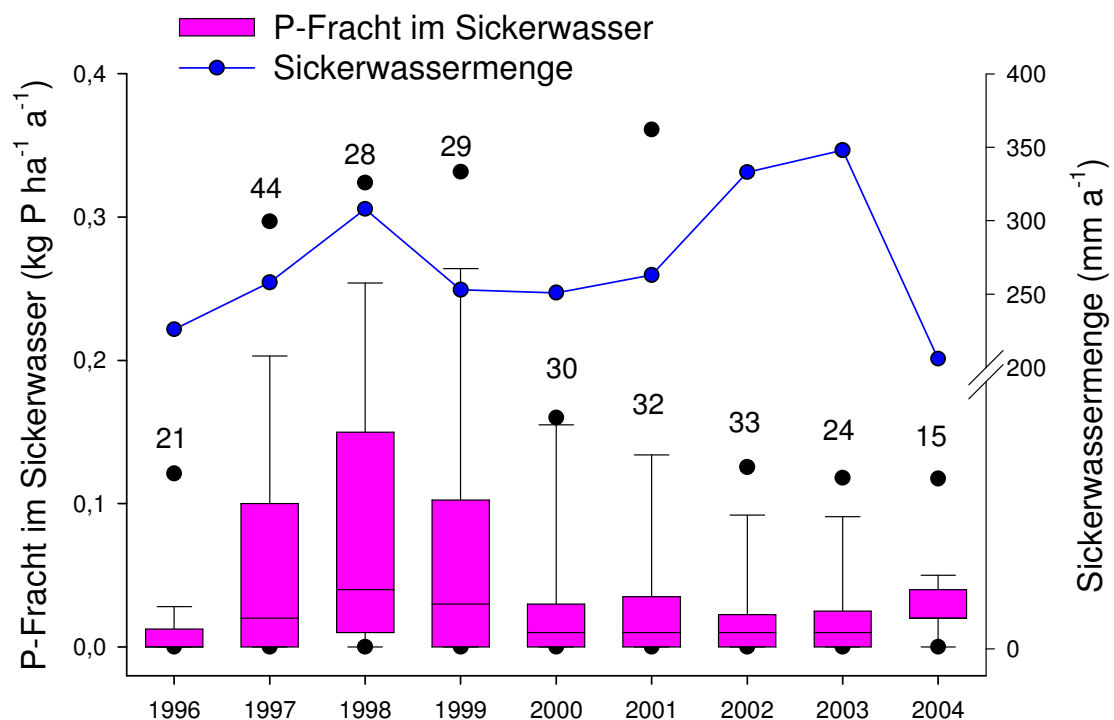


Abbildung 3.3: P-Austrag mit dem Sickerwasser und Sickerwassermenge über den Beobachtungszeitraum 1996-2004, angezeigt sind der Median sowie die 25/75-, 10/90- und 5/95-Perzentile und die Anzahl der Datensätze (Zahl über Boxplot).

3.3 Input-Output-Bilanzen ohne Entzüge durch Ernte

Zunächst wurden die Input-Output-Bilanzen ohne die Entzüge mit der Ernte berechnet, da es sich bei den Ertragsdaten um sehr grob geschätzte Daten handelt. Von 1001 möglichen DS (91 Standorte, 1994-2002) kann man nur für 178 DS Input-Output-Bilanzen berechnen, da nur von 410 DS P-Bestandesdepositionen und von 256 DS P-Austräge vorliegen. Diese Standorte befinden sich in Schleswig-Holstein, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen (Standorte 502, 503), Rheinland-Pfalz (außer 707), Saarland, Berlin, Mecklenburg-Vorpommern (1303) und Sachsen. Die erfassten Jahre sind 1996 bis 2004. Die Bilanzen wurden als Differenz aus Bestandesniederschlag (+ Stammabfluss für Buche) und dem P-Austrag mit dem Sickerwasser berechnet.

Die Spanne reicht von $-1,26$ bis $1,45 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Die positiven Bilanzen betragen im Mittel $0,28 \pm 0,3 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Median $0,21 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Auf 5 Standorten liegen negative Bilanzen (Mittelwert $-0,27 \pm 0,4 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) vor (s. Anhang). Dabei sticht vor allem Standort 306 in Niedersachsen hervor, der für alle erfassten Jahre negative P-Bilanzen aufweist. Ansonsten wird mehr P auf den Standorten ein- als ausgetragen. Zu einem Ergebnis ähnlicher Größenordnung kommen Peters (1990; $1 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) und Campo (2001; $0,1 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Tsukuda et al., (2006) fanden im Vergleich mit anderen Studien für japanische Waldökosysteme auf granitischen Böden nahezu ausgeglichene P-Bilanzen.

Die Humusform, der Bodentyp und das Ausgangssubstrat beeinflussen die Input-Output-Bilanzen signifikant: So weisen Standorte mit einer organischen Auflage aus Mull eine höhere P-Abreicherung auf als Rohhumus und Moder, Rendzinen/Terra fusca Böden eine höhere P-Abreicherung und grund-/stauwasserbeeinflusste Böden eine höhere P-Akkumulation als die anderen Bodentypen. Saure Standorte auf karbonatfreien Lockersedimenten akkumulieren am meisten P, am wenigsten dagegen Standorte auf karbonathaltigen Lockersedimenten. Ursache für letzteres sind vermutlich Bodenschutzkalkungen. Auch die Baumart wirkt sich aus: der P-Überschuss auf Eichenstandorten ist signifikant höher als auf den Standorten der anderen Baumarten (Abbildung 3.4). Ob dies allerdings von der Baumart an und für sich abhängt oder ob die Baumarten nur eine Funktion des Standortes mit seinen spezifischen Eigenschaften darstellen, lässt sich hier nicht abschließend klären. Eine Veränderung über die Jahre lässt sich dagegen nicht feststellen (Abbildung 3.5).

Die Input-Output-Bilanzen sind signifikant mit den P-Gehalten in den Nadeln, bzw. Blättern von Fichte und Buche ($R=0,49$ bzw. $0,55$) korreliert, nicht jedoch mit den anderen Baumarten.

3.4 Input-Output-Bilanzen mit Entzug durch Ernte

Ein wichtiger Faktor einer Input-Output-Bilanz ist der Entzug mit der Ernte. Bei P-Bilanzen im Wald wird dieser Faktor häufig vernachlässigt, da er aufgrund der langen Zeiträume, in denen eine Abholzung stattfindet, eine weniger zentrale Rolle spielt als z.B. die jährlich stattfindende Ernte in der Landwirtschaft (Peters, 1990). Eine Abschätzung des P-Entzuges erfolgte in der vorliegenden Arbeit über Ertragsdaten, die zu den einzelnen Level II-Standorten vorliegen. Diese wurden über die Rohdichte und die P-Gehalte in Derbholz und Rinde verrechnet.

Die Ertragsdaten wurden lediglich grob in 4 verschiedenen Ertragsklassen geschätzt (für alle Standorte einmalig erhoben) und geben nur Spannen an. Berücksichtigt ist hierbei die Ernte von Stamm und Rinde, nicht jedoch der Entzug der gesamten oberirdischen Dendrobiomasse. Für die vorliegende Studie wurden die Mittelwerte der Spannen verwendet und folgende Rohdichte, bzw. P-Gehalte angenommen: Fichte $0,47$, Kiefer

Input-Output-Bilanzen

0,52, Eiche 0,69 und Buche 0,72 g cm^{-3} (Hacker, 1999); Fichte 0,15 mg P g^{-1} , Kiefer 0,11 mg P g^{-1} , Eiche 0,12 mg P g^{-1} , Buche 0,14 mg P g^{-1} (Derbholz mit Rinde, Jacobsen et al., 2002). Demzufolge schwanken die Entzüge zwischen 0,29 $\text{kg P ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ und 1,41 $\text{kg P ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ mit einem Mittelwert von $0,66 \pm 0,29 \text{ kg P ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ (Median 0,71 $\text{kg P ha}^{-1} \text{a}^{-1}$).

Nach Einbeziehung der P-Entzüge durch den Ertrag ergeben sich folgende Input-Output-Bilanzen: Die Spanne der Bilanzen reicht von -1,76 bis 0,73 $\text{kg P ha}^{-1} \text{a}^{-1}$. Nur noch auf 20 Standorten liegen positive Bilanzen vor (Mittelwert $0,3 \pm 0,25 \text{ kg P ha}^{-1} \text{a}^{-1}$). Auf 158 Standorten liegen negative Bilanzen vor (Mittelwert $-0,44 \pm 0,28 \text{ kg P ha}^{-1} \text{a}^{-1}$). Im Vergleich zu den Bilanzen ohne Einbeziehung des Ertrags verringerten sich die P-Überschüsse um 0,61 $\text{kg P ha}^{-1} \text{a}^{-1}$. Für diese Bilanz konnte kein Vergleich in der Literatur gefunden werden. Auch hier lässt sich keine Veränderung über die Jahre feststellen (Abbildung 3.5).

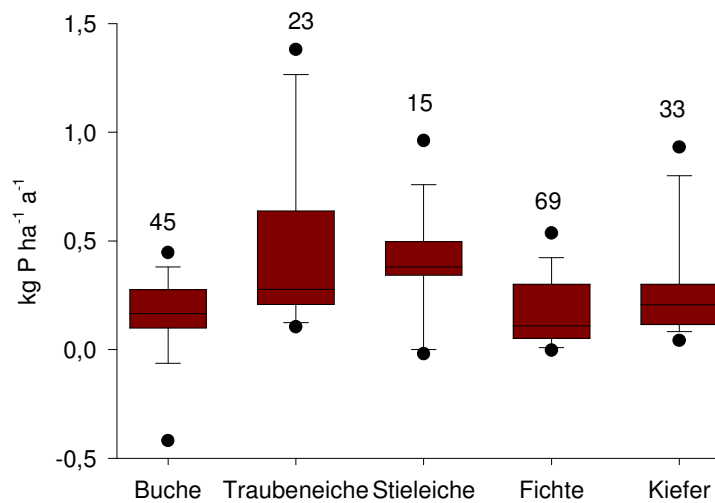


Abbildung 3.4: Input-Output-Bilanzen (ohne Berücksichtigung des Ertrages) über die Baumart, angezeigt sind der Median sowie die 25/75-, 10/90- und 5/95-Perzentile und die Anzahl der Datensätze (Zahl über Boxplot).

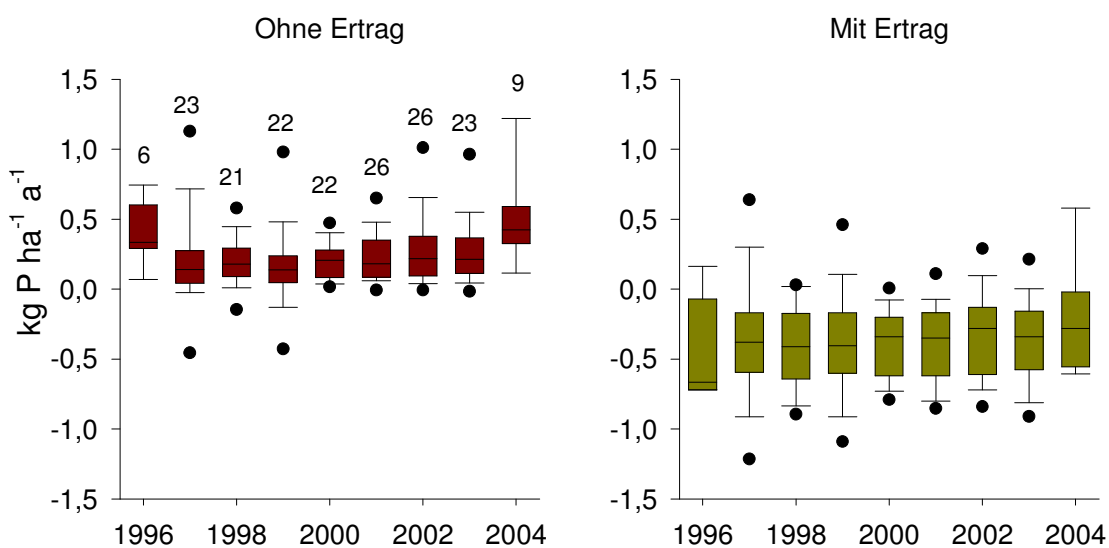


Abbildung 3.5: Input-Output-Bilanzen (ohne und mit Berücksichtigung des Ertrages) über den Beobachtungszeitraum 1996-2004, angezeigt sind der Median sowie die 25/75-, 10/90- und 5/95-Perzentile und die Anzahl der Datensätze (Zahl über Boxplot). Die Anzahl der Datensätze ist in beiden Abbildungen gleich.

3.5 Weitere Eingangsparameter einer Input-Output-Bilanz

Als einen weiteren Eingangsparameter einer Input-Output-Bilanz zählen manche Autoren außerdem die P-Nachlieferung aus der Verwitterung des Ausgangsgesteins (zusammengefasst von Newman, 1995). Die P-Vorräte im Ausgangsgestein sind zwar quasi schon im System vorhanden, aber festgelegt und nehmen daher erst nach ihrer Verwitterung am P-Kreislauf teil. Diese Einträge sind direkt nur sehr aufwändig zu ermitteln. Stattdessen können die Verwitterungsraten indirekt über das Si:P-Verhältnis des Ausgangsgesteins und die Si-Auswaschung des betrachteten Ökosystems (Gardner, 1990; Nesbitt & Wilson, 1992) oder, noch gröber, über Verwitterungsraten einzelner Gesteine und deren P-Gehalte, abgeschätzt werden (Butcher et al., 1992; Newman, 1995). Allerdings hängt die Verwitterungsraten neben dem Ausgangsgestein auch von Umweltfaktoren, wie z. B. der Oberfläche der Minerale, der Bodenart, von der Temperatur, dem Wassergehalt oder dem pH-Wert der Bodenlösung ab. Die mittlere P-Nachlieferung aus der Verwitterung liegt bei 0,05 bis 1 kg P ha⁻¹ a⁻¹, also in einem Bereich, der durchaus mit den P-Einträgen über die Deposition vergleichbar ist (Newman, 1995).

4 P-Kreislauf der Level II-Flächen

Um den P-Kreislauf und -Status eines Ökosystems zu charakterisieren, fließen neben den schon beschriebenen Parametern noch weitere Faktoren ein, die die Nährstoffpools und den Umsatz innerhalb eines Ökosystems beschreiben und quantifizieren. Wie detailliert ein solcher Nährstoffkreislauf beschrieben werden kann, hängt vor allem von der vorhandenen Datenlage ab. Im Folgenden werden, ähnlich wie bei den Input-Output-Bilanzen, die einzelnen Faktoren abgehandelt und zum Schluss ein P-Haushaltsmodell vorgeschlagen. Für dieses Haushaltsmodell werden nur Daten derjenigen Standorte und Jahre in Betracht gezogen, für die auch schon Input-Output-Bilanzen berechnet werden konnten. Die beiden Faktoren C/N/P-Verhältnis und P-Konzentration im Sickerwasser fließen zwar nicht in das Stoffhaushaltsmodell ein, werden aber trotzdem hier aufgeführt, da sie wichtige Standortseigenschaften wiedergeben.

4.1 Biomasse des Bestandes

Die Berechnung der Bestandesbiomasse erfolgte mit Hilfe von Regressionsgleichungen verschiedener Autoren anhand des Brusthöhendurchmessers, der Baumzahl pro Hektar und zum Teil der Baumhöhe. Diese Regressionsgleichungen wurden auf anderen Standorten als auf den Level II-Flächen erhoben und können daher nur als grobe Annäherung betrachtet werden. Andere Baumarten als die fünf bisher ausgewerteten fanden keine Berücksichtigung, auch wenn sie bei der Bestandserhebung aufgeführt sind. Für alle Baumarten wurde der P-Vorrat in der gesamten oberirdischen Dendrobiomasse berechnet. Eine Aufteilung in einzelne Baumkompartimente erfolgte nur für Kiefer anhand der Regressionen von Heinsdorf und Krauß (1990). Diese wurde aber im Stoffhaushaltsmodell nicht berücksichtigt. Für die anderen Baumarten wäre mit Hilfe der Faustzahlen von Jacobsen et al. (2002) ebenfalls eine Aufteilung in einzelne Baumkompartimente möglich gewesen. Davon wurde aber abgesehen, da die Verwendung solcher Faustzahlen auf verschiedenen Standorten eine sehr hohe Ungenauigkeit nach sich zieht. Für alle Baumarten liegen zum Teil Erhebungen aus mehreren Jahren pro Standort vor. In diesen Fällen lässt sich ein Biomassezuwachs beobachten.

Fichte: Die Schätzung der oberirdischen Biomasse und des darin enthaltenen P-Vorrats erfolgte anhand der Regressionsgleichungen von Dietrich et al. (2002) und Sharma (1992), die aus insgesamt vier Standorten abgeleitet wurden, und der Datensammlung von Jacobsen et al. (2002). Auf eine Unterteilung in einzelne Baumkompartimente wurde verzichtet, da die vier Standorte zwar in Bezug auf die gesamte oberirdische Dendromasse gut vergleichbar sind, jedoch nur schlecht in Bezug auf einzelne Baumkompartimente. So ergeben sich bei Dietrich et al. (2002) beispielsweise erhebliche Unterschiede bei den Kronenmassen. Es liegen 102 DS verschiedener Jahre und Standorte vor, davon überschneiden sich 10 mit den Input-Output-Bilanzen. Der P-Gehalt der gesamten oberirdischen Dendrobiomasse beträgt im Schnitt $93,5 \pm 46,9 \text{ kg P ha}^{-1}$, die Spanne reicht von 0,35 bis 296 kg P ha^{-1} . Die geringen Werte ($< 14 \text{ kg P ha}^{-1}$) lassen sich darauf zurückführen, dass die Fichte auf diesen Standorten nicht die Hauptbaumart ist.

Kiefer: Die Schätzung des P-Vorrates erfolgte anhand der Regressionsgleichungen von Heinsdorf & Krauß (1990) für die Kompartimente Stamm ohne Rinde, Rinde, Stamm mit Rinde, Zweige, Nadeln und gesamte oberirdische Biomasse anhand des

Brusthöhendurchmessers und der Baumhöhe. Es liegen 67 Datensätze verschiedener Jahre und Standorte vor, davon überschneiden sich 6 mit den Input-Output-Bilanzen. Der P-Gehalt der gesamten oberirdischen Dendrobiomasse beträgt im Schnitt $23,2 \pm 6,1$ kg P ha⁻¹, die Spanne reicht von 9,9 bis 41 kg P ha⁻¹.

Buche: Die gesamte oberirdische Biomasse pro Hektar und der darin enthaltene P-Vorrat wurden mit dem Mittelwert aus den beiden Regressionsgleichung nach Hochbichler et al. (1994) und Pellinen (1986) sowie der Datensammlung von Jacobsen et al (2002) berechnet. Es liegen 87 Datensätze verschiedener Jahre und Standorte vor, davon überschneiden sich 9 Datensätze mit den Input-Output-Bilanzen. Der P-Gehalt der gesamten oberirdischen Dendrobiomasse beträgt im Schnitt $55,3 \pm 6,1$ kg P ha⁻¹, die Spanne reicht von 3,2 bis 119 kg P ha⁻¹. Wie bei der Fichte lassen sich auch hier niedrige Werte (< 8 kg P ha⁻¹) darauf zurückführen, dass die Buche auf diesen Standorten nicht die Hauptbaumart ist.

Eiche: Hier kann nicht nach den beiden erhobenen Eichenarten getrennt ausgewertet werden. Die gesamte oberirdische Biomasse pro Hektar wurde mit dem Mittelwert aus den beiden Regressionsgleichung nach Hochbichler et al. (2000) und Hochbichler (2002) berechnet, die allerdings auf dem gleichen Standort erhoben wurden. Daher ist in diesem Fall mit einer besonders hohen Unschärfe zu rechnen. Der P-Vorrat wurde mit der Datensammlung von Jacobsen et al (2002) berechnet. Es liegen 44 DS verschiedener Standorte und Jahre vor, davon überschneiden sich 4 DS mit den Input-Output-Bilanzen. Der P-Gehalt der gesamten oberirdischen Dendrobiomasse beträgt im Schnitt 157 ± 129 kg P ha⁻¹, die Spanne reicht von 7 bis 531 kg P ha⁻¹. Die große Spanne lässt sich wie bei den anderen Baumarten auch hier darauf zurückführen, dass die Eiche nicht auf allen Standorten die Hauptbaumart ist.

4.2 Biomasse der Bodenvegetation

Für die Standorte in Rheinland-Pfalz existiert eine Erhebung der Biomasse- und Elementvorräte der Bodenvegetation von Bolte (2006), deren Daten für die vorliegende Auswertung übernommen wurden. Auf diesen Standorten macht der P-Vorrat in der Biomasse der Bodenvegetation rund 0,4% des P-Vorrates der oberirdischen Dendrobiomasse aus und spielt daher eine fast zu vernachlässigende Rolle. Außerdem handelt es sich dabei nur um einen Kurzzeitspeicher für Nährstoffe. Für die anderen Standorte könnte eine Abschätzung der P-Vorräte anhand der Schätztafeln von Bolte (1999) erfolgen, was aber sehr zeitaufwändig wäre und in keinem sinnvollen Verhältnis zum vermutlich stark fehlerbehafteten Ergebnis stünde.

4.3 Kronenraumprozesse

Gegenüber dem Freiland wird die Deposition von Stoffen im Wald erheblich durch den Kronenraum beeinflusst. Interzeption und Blattauswaschung, bzw. Blattaufnahme können die Deposition im Bestand gegenüber dem Freiland verringern oder vergrößern. Ulrich (1983) schlägt ein Modell vor, in dem diese Kronenraumprozesse bilanziert werden können. Allerdings ist dieses Modell auf die hier vorliegenden Daten nicht anwendbar, da lediglich Gesamtdepositionen im Bestand und im Freiland erhoben wurden, nicht aber nasse und trockene Depositionen getrennt. Eine einfachere Abschätzung hat Peters (1990) vorgenommen: Aus der Differenz zwischen den Elementmengen aus Bestandes- und Freilanddeposition ergibt sich die Blattauswaschung, bzw. die Filterung des Bestandes einschließlich der Interzeption. Für die Level II-Flächen liegen 400 DS vor, davon 177 in Überschneidung mit den Input-Output-Bilanzen. Die

Spanne reicht von $-1,7$ bis $1,37 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Eine P-Auswaschung aus den Blättern, bzw. Erhöhung des Eintrages aufgrund von Interzeption weisen 262 DS auf (Mittelwert $0,23 \pm 0,25 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), 38 DS eine ausgeglichene Bilanz und 100 DS eine P-Filterung (Mittelwert $-0,18 \pm 0,26 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Die Baumart übt dabei keinen signifikanten Einfluss aus (Abbildung 4.1). Damit ist die Hypothese aus Kapitel 3.1 widerlegt, wonach sich die Unterschiede in der Bestandesdeposition auf die unterschiedlichen Interzeptions- und Auswaschungseigenschaften der fünf untersuchten Baumarten zurückführen lassen. Ein Zusammenhang zwischen den Nadeln-Blatt-Werten und der Blattauswaschung, bzw. P-Filterung durch die Blätter wurde nicht gefunden.

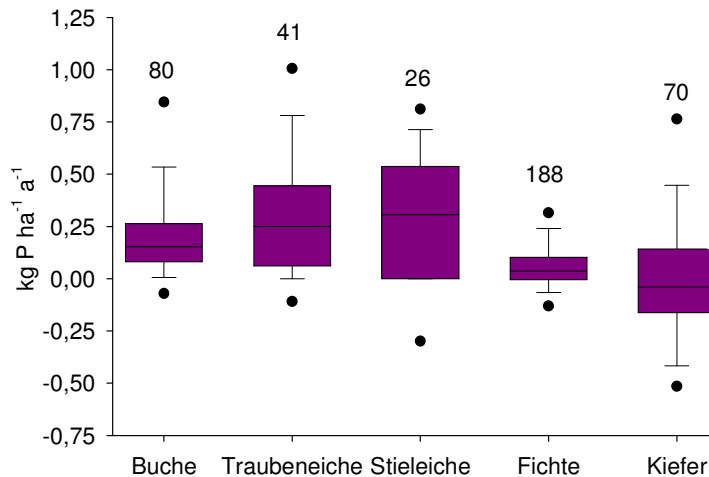


Abbildung 4.1: Bilanz der Kronentraufe nach Baumarten getrennt, angezeigt sind der Median sowie die 25/75-, 10/90- und 5/95-Perzentile und die Anzahl der Datensätze (Zahl über Boxplot).

4.4 Streufall

Daten zum Streufall liegen der BFH für den betrachteten Zeitraum nur für Nordrhein-Westfalen vor. Die P-Gehalte der Streu wurden dort jedoch nicht auf allen Standorten und in allen Jahren ermittelt. Einzige Standorte, für die Input-Output-Bilanzen berechnet werden konnten und gleichzeitig vollständige Daten zum Streufall vorliegen (d.h. Streumenge und P-Gehalt der Streu), sind 502 (2002, Eiche und Buche) und 503 (2002, Buche). Allerdings liegen die P-Gehalte der Streu bei diesen beiden Standorten unterhalb der Nachweisgrenze. Im Jahr 2005 wurden Streufalldaten auf sechs Standorten in Rheinland-Pfalz erhoben, zu denen auch Input-Output-Bilanzen vorliegen. Diese wurden ausgewertet und mit der Literatur verglichen:

Der mittlere P-Eintrag mit dem Streufall liegt bei $2,2 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, aufgetrennt nach Baumarten in $\text{kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$: Fichte 1,94; Buche 1,83; Traubeneiche + Buche 2,6; Stieleiche 4,28. Diese Werte liegen in einem Rahmen, der sich so auch in der Literatur findet: Gordon et al (2000) ermittelte für Fichte P-Einträge mit dem Streufall von $0,8$ - $1,8 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, Duchesne et al. (2001) auf einem Standort mit Zuckerahorn, Birke und Buche $1,77 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, Compton et al. (1998) für Roterle $3,8 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, bzw. für Douglasie $2,2 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Die Streufallmenge des Kiefernstandortes ist vergleichbar mit Daten von Agren et al. (2001).

4.5 Dekomposition

Da nur unvollständige Daten zum Streufall vorliegen, konnte die Umsetzung von P durch Dekomposition nicht abgeschätzt werden.

4.6 Bodenlösung

Den P-Vorrat in der Bodenlösung könnte man anhand der P-Konzentrationen in der Bodenlösung und der Feldkapazität berechnen. Es liegen in der Level II-Datenbank der BFH allerdings keine Daten zur Feldkapazität vor.

4.7 P-Vorräte im Mineralboden und in der Humusauflage

Bei den P-Konzentrationen im Boden und in der Auflage handelt es sich um eine bisher einmalige Probenkampagne. Die Beprobung und Messung erfolgte zwischen 1988 und 1999. Bestimmt wurden die P-Konzentrationen im Königswasserextrakt, d.h. es handelt sich dabei um P-Gesamtgehalte. Daraus kann nicht auf den Vorrat des austauschbaren, bzw. leicht verfügbaren P geschlossen werden. Dazu wäre eine andere Methode, z.B. eine Extraktion mit Austauscherharzen oder eine sequentielle Extraktion notwendig (Kannah et al., 2007).

In der organischen Auflage sind durchschnittlich $52 \pm 0,36 \text{ kg P ha}^{-1}$ (Median 43 kg P ha^{-1}) gespeichert. Im Vergleich dazu waren auf den Standorten der BZE I durchschnittlich 42 kg P ha^{-1} gespeichert. Der P-Vorrat im Wurzelraum (Humusauflage + Mineralboden 0-60 cm) beträgt rund $2880 \pm 2090 \text{ kg P ha}^{-1}$ (Median $2250 \text{ kg P ha}^{-1}$), was dem 55-fachen der organischen Auflage entspricht (Vergleich: Waldbodenbericht 1996 $1840 \text{ kg P ha}^{-1}$). Dies bedeutet, dass der Mineralboden eine erhebliche Rolle für den gesamten P-Vorrat im Wurzelraum spielt. Das Ausgangssubstrat, der Bodentyp und die Humusform beeinflussen die P-Vorräte signifikant: Standorte auf intermediären und sauren Magmatiten und Metamorphiten weisen einen größeren P-Vorrat im Wurzelraum auf als Standorte auf umgelagerten Lockersedimenten und armen Sanden. Besonders auffällig ist der Zusammenhang mit der Humusform: so ist der P-Vorrat der organischen Auflage bei Rohhumus am höchsten und bei Mull am niedrigsten, beim P-Vorrat im Wurzelraum ist es dagegen genau umgekehrt: am höchsten unter Mull und am niedrigsten unter Rohhumus (Abbildung 4.2). Dies spiegelt die fortgeschrittene Zersetzung der organischen Substanz im Mull und damit die vermehrten Verlagerung von Nährstoffen in tiefere Bodenschichten im Vergleich zu den anderen Humusformen wider. Dass der P-Vorrat in der organischen Auflage auf Podsol-Standorten und unter Kiefer am höchsten ist, hängt ebenfalls mit dem Standortsfaktor Humusform zusammen.

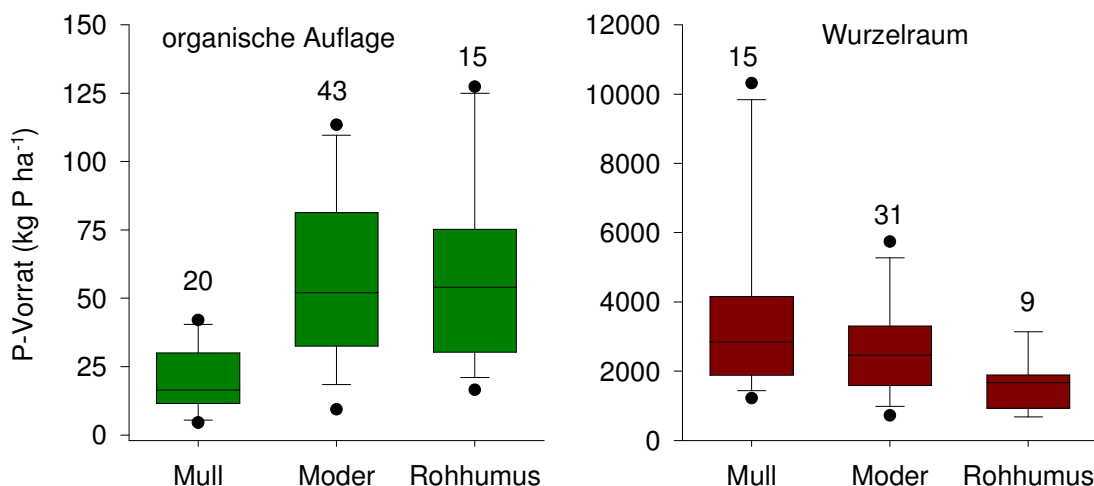


Abbildung 4.2: P-Vorrat in der organischen Auflage und im Wurzelraum (organische Auflage + Mineralboden 0-60 cm) nach Humusformen getrennt, angezeigt sind der Median sowie die 25/75-, 10/90- und 5/95-Perzentile und die Anzahl der Datensätze (Zahl über Boxplot).

Auf den Standorten unter Fichte, Buche und Stieleiche sind die P-Vorräte im Wurzelraum, nicht aber in der Auflage, signifikant mit den P-Gehalten der Nadeln, bzw. Blätter korreliert (Tabelle A7). Dies deutet darauf hin, dass die P-Vorräte im Boden von Bedeutung sind für die P-Versorgung der Bäume. Da dieser Zusammenhang schon bei den P-Gesamtgehalten im Boden zu beobachten ist, müsste er noch deutlicher zu Tage treten, wenn die Gehalte an verfügbarem P im Boden bestimmt würden.

C/P-Verhältnis im Boden:

Das mittlere C/P-Verhältnis in der Auflage liegt der Median bei 470; im Mineralboden bei Median 137. Die C/P-Verhältnisse sind aufgetrennt nach Humusformen in Tabelle 4.1 aufgeführt. Im Vergleich zu den Befunden der BZE I (Wolff & Riek 1996) (Median der C/P-Verhältnis in der Auflage bzw. org. Oberboden 328) sind die Werte deutlich weiter.

Tabelle 4.1: C/P-Verhältnisse in Auflage und Mineralboden (0-5, bzw. 0-10 cm) nach Humusformen getrennt.

	Auflage	Mineralboden
Mull	479 ± 247	171 ± 83
Moder	568 ± 480	155 ± 127
Rohhumus	662 ± 162	155 ± 41

Je enger die C/P-Verhältnisse in der Auflage und im Mineralboden sind, desto höher sind die P-Gehalte in Fichtennadeln und Buchenblättern (Tabelle 4.2), was auf eine bessere Verfügbarkeit des Phosphors bei engen C/P-Verhältnissen deutet.

Tabelle 4.2: Korrelation zwischen dem P-Gehalte in Nadeln/Blättern und den C/P-Verhältnissen in der organischen Auflage und dem Mineralboden

		P-Gehalt in Nadeln/Blätter in mg P g ⁻¹ TS	
		Fichte	Buche
C/P-Verhältnis (organische Auflage)	Mull	-0,59	-0,76
	Moder	-0,43	ns
	Rohhumus	-0,74	-
C/P-Verhältnis (Mineralboden)	Mull	-0,85	-0,38
	Moder	-0,60	-0,81
	Rohhumus	ns	-

ns nicht signifikant
- keine, bzw. nicht genügend Daten vorhanden

4.8 P-Konzentrationen im Sickerwasser

Die P-Konzentrationen im Sickerwasser fließen nicht in die P-Bilanzen mit ein. Stattdessen wurden sie einer qualitativen Bewertung in Hinblick auf die Umweltrelevanz von P unterzogen. In Ermangelung eines festgelegten Grenzwertes diente als Orientierungspunkt eine kritische P-Konzentration im Sickerwasser von 0,1 mg P l⁻¹ in Anlehnung an Breeuwsma et al. (1995). Alle vorliegenden Daten aus den Jahren 1992 bis 2004 und alle erhobenen Tiefen wurden berücksichtigt und die Mittelwerte jedes Sammlers pro Jahr berechnet. Die Spanne an P-Konzentrationen reicht von 0 bis 3,12 mg P l⁻¹, der Mittelwert liegt bei 0,035 ± 0,148 mg P l⁻¹ (Median 0,005 mg P l⁻¹). In Klassen aufgeteilt wird deutlich, dass in den meisten Fällen nur sehr geringe P-Konzentrationen vorliegen (Tabelle 4.3).

Tabelle 4.3: Anteil der DS in verschiedenen Konzentrationsbereichen

Konzentrationsbereich in mg P l ⁻¹	Anteil der DS in %
0	33
> 0-0,009	35
0,01-0,09	25
0,1-0,9	6,5
>1	0,6

Hohe Jahresmittelwerte (> 0,1 mg P l⁻¹) finden sich v.a. in den organischen Auflagen (33% aller DS) und auf Standort 101. Im Mineralboden liegen nur 6% aller DS oberhalb von 0,1 mg P l⁻¹. In 43 Fällen wurden erhöhte P-Konzentrationen außerhalb des Wurzelraums (>0,8 m) gemessen. In diesen Fällen wäre es wichtig, den Grundwasserflurabstand zu kennen, um auf eine evt. P-Auswaschung ins Grundwasser schließen zu können. Die P-Konzentrationen im Sickerwasser sind auf umgelagerten kalkfreien Lockersedimenten und armen Sanden am höchsten und auf karbonathaltigen und karbonatfreien Lockersedimenten am niedrigsten. Ebenso spielt der Bodentyp eine wichtige Rolle: Die P-Konzentrationen im Sickerwasser nehmen in der Reihenfolge Gley, Podsol, Braunerde, Rendzina, Parabraunerde ab. Rohhumusstandorte weisen höhere P-Konzentrationen auf als Moder- und Mullstandorte. Der Einfluss der Baumart (unter Kiefer höchste P-Konzentrationen) lässt sich vermutlich auf die Standorteigenschaften Humusform und Bodentyp zurückführen. Im Gegensatz zu anderen Studien waren die P-Konzentrationen und die Wasserflüsse hier nicht

miteinander korreliert. Bei Brett et al. (2005) fallen die höchsten P-Konzentrationen mit den geringsten Wasserflüssen zusammen und umgekehrt. Ebenso gab es keinen

Zusammenhang zwischen den P-Konzentrationen und den Fe- Konzentrationen in den Mineralböden. Dies hätte auf einen vorzugsweise partikulären Transport von P hingewiesen (Astrom et al., 2005).

4.9 Stoffhaushaltsmodell

Leider konnten nicht alle Parameter ausgewertet werden, die in ein Stoffhaushaltsmodell z.B. nach Otto (1994) einfließen. Es fehlen z.B. die Parameter Wurzelaufnahme, Vorrat in der unterirdischen Biomasse und Zuwachs. Dies lag zum einen an der ungenügenden Datenlage und zum anderen an der Kürze der Zeit, die zur Auswertung zur Verfügung stand. Die vollständigste Bilanz und die meisten Stoffhaushaltsparameter konnten für die Standorte in Rheinland-Pfalz ermittelt werden (Tabelle 4.4). In Tabelle 4.5 sind dagegen die mittleren Input-Output-Bilanzen aller Standorte (soweit vorhanden) sowie die Parameter Blattauswaschung/-aufnahme, Dendrobiomasse, organische Auflage und Mineralboden aufgeführt.

Vergleichbar zur Literatur zeigt sich auf den Level II-Standorten, dass der P-Haushalt fast geschlossen, also sehr kompakt ist: im Vergleich zu den P-Vorräten (organische Auflage, Mineralboden, oberirdische Dendrobiomasse) sind die P-Flüsse (Deposition, Austrag, Entzug durch Ernte, Streufall) um mehrere Größenordnungen geringer. Nichtsdestotrotz spielen sie eine zentrale Rolle, wenn die langfristige Stabilität der Ökosysteme beurteilt werden soll. Aufgrund des P-Entzuges mit dem Ertrag sind die Input-Output-Bilanzen negativ und die betrachteten Ökosysteme daher auf lange Sicht hin nicht stabil. Es kommt zu einem Verlust von P aus den Systemen. Noch bedeutender wäre der P-Verlust, wenn den Ökosystemen nicht nur Stamm und Rinde, sondern auch das sog. Waldrestholz (minderwertiges Holz wie z.B. Astwerk) oder gar die gesamte oberirdische Dendrobiomasse (inklusive Streu) entzogen würde. Vor allem ersteres steht im Rahmen der Nutzung nachwachsender Rohstoffe als Energieträger zur Diskussion (Leitfaden Bioenergie, 2005).

Tabelle 4.4: Bilanzen und Stoffhaushaltsparameter für Standorte in Rheinland-Pfalz; a)-h) in kg P ha⁻¹ a⁻¹, i)-l) in kg P ha⁻¹; m) in mg P l⁻¹

Standorte		Fichte 701, 702	Buche 703, 704	Eiche* 705, 706	Kiefer 707
a)	Freilanddeposition	0,07	0,04	0,1	0,2
b)	Bestandesdeposition	0,2	0,2	0,41	0,06
c)	Stammabfluss	-	0,02	-	-
d)	Ernte	0,9	1	0,62	0,29
e)	Sickerwasser	0,03	0,02	0,02	0,02
f)	Input-Output-Bilanz (b+c-d-e)	-0,73	-0,82	-0,23	-0,25
g)	Streufall	0,6	0,5	0,67	0,23
h)	Blattauswaschung, -aufnahme, Interzeption (b+c-a)	0,13	0,18	0,31	-0,14
i)	oberirdische Dendrobiomasse**	97	53	132	47
j)	Bodenvegetation	0,4	0,1	0,07	0,21
k)	organische Auflage	78	40	35	67
l)	Mineralboden (0-60 cm)	3361	3232	1821	961
m)	Konzentration im Sickerwasser (Mineralboden)				
	-0,1 m	0,02	0,01	0,01	0,01
	-0,6 m	0,01	0,01	0,01	0,01
	-1,15 m	-	-	0,01	-

* 705 Stieleiche, 706 Traubeneiche

** nur die jeweilige Hauptbaumart, kein Unterstand anderer Arten

Tabelle 4.5: Bilanzen und Stoffhaushaltsparameter für alle Standorte, für die Input-Output-Bilanzen erstellt werden konnten; a)-g) in kg P ha⁻¹ a⁻¹, h)-j) in kg P ha⁻¹;

Standorte		Fichte	Buche	Trauben- eiche	Stieleiche	Kiefer
a)	Freilanddeposition	0,16±0,35	0,24±0,69	0,16±0,16	0,17±0,38	0,23±0,31
b)	Bestandesdeposition	0,22±0,36	0,39±0,46	0,48±0,43	0,47±0,38	0,24±0,28
c)	Stammabfluss	-	0,05±0,13	-	-	-
d)	Ernte	0,71±0,22	0,93±0,19	0,55±0,2	0,52±0,18	0,33±0,1
e)	Sickerwasser	0,05±0,07	0,09±0,24	0,03±0,03	0,04±0,09	0,06±0,11
f)	Input-Output-Bilanz (b+c-d-e)	- 0,46±0,23*	-0,64±0,3*	- 0,08±0,31*	-0,21±0,3*	- 0,04±0,27*
g)	Blattauswaschung, -aufnahme, Interzeption (b+c-a)	0,05±0,18*	0,19±0,37*	0,29±0,33*	0,26±0,39*	0,02±0,33*
h)	oberirdische Dendrobiomasse**	97,9±31,7	66,5±20,8	236±265	140	27,9±4,2
i)	organische Auflage	65,1±33,4	37,1±34	54,8±41	40,8±38,5	1799±1033
j)	Mineralboden (0-60 cm)	3413±2010	3441±2293	2005±??	2043±355	1799±1033

* Ergebnis abweichend von Differenz der hier aufgeführten Daten, da Berechnungen nur mit vollständigen Datensätzen durchgeführt wurden

** nur die jeweilige Hauptbaumart, kein Unterstand anderer Arten

4.10 Übertragbarkeit der Befunde auf die BZE II

Da die Datenerhebung bei der BZE I+II weniger umfangreich ist als auf den Level II-Flächen, können die in der vorliegenden Studie verwendeten Ansätze zur Auswertung nicht ohne weiteres übertragen werden. Für die P-Deposition liegen anstelle von gemessenen Daten modellierte Daten des Umweltbundesamtes (UBA) vor.

Sickerwasser wurde im Rahmen der BZE nicht erfasst, als praktikabler Ersatz aber wird im Rahmen der BZE II einmalig ein 1:2 Bodensättigungsextrakt gemacht. Darin wird P allerdings nur fakultativ bestimmt, so dass zum jetzigen Zeitpunkt noch unklar ist, welche Daten der BFH zur Verfügung stehen. Mit diesen Parametern könnten Input-Output-Bilanzen abgeschätzt werden. Da es bei P im Wald aber eher um die Versorgung der Bäume geht als um eine potentielle Umweltgefährdung, z.B. über P-Austrag ins Grundwasser, ist die Erstellung von Input-Output-Bilanzen vor allem in Hinblick darauf wichtig, ob die untersuchten Waldökosysteme auf lange Sicht hin stabil sind oder nicht. Die Nadel-Blatt-Werte sind nach wie vor der beste Indikator für die Nährstoffversorgung der Bäume. Allerdings wurde schon nach der BZE I gefordert, die Nährstoffversorgungsklassen zu überprüfen und gegebenenfalls zu überarbeiten. Nach den Versorgungsklassen der BZE I zeichnet sich, ähnlich wie bei der BZE I, auch auf den Level II-Flächen eine flächenhafte Unterversorgung mit P ab, v.a. bei Fichte. Dies gilt aber nur, wenn die älteren Nadeljahrgänge berücksichtigt werden. Die angegebenen kritischen N/P-Verhältnisse sind außerdem nicht deckungsgleich mit Daten aus der Literatur. So geben Reich und Oleksyn (2004) ein kritisches N/P-Verhältnis von 16 an, oberhalb dessen P limitiert ist (hier Fichte 12 und Kiefer 10). Güsewell (2004) fasste in einem Übersichtsartikel mehrere Studien zusammen und kam zu dem Schluss, dass erst oberhalb eines N/P-Verhältnisses von 20 eine Düngung mit P zu einem Biomassezuwachs führt. Unterhalb von 20 kann demzufolge nicht eindeutig geschlossen werden, ob eine P- oder N-Limitierung vorliegt. Daher ist eine Überprüfung dieser Nährstoffklassen und der kritischen N/P-Verhältnisse nach wie vor sehr aktuell, um die scheinbar vorliegende P-Unterversorgung zu untermauern oder zu widerlegen. Eine ausführliche Literaturrecherche wäre dafür angebracht.

Ein weiterer Parameter, um auf die P-Versorgungslage der Waldökosysteme zu schließen, wäre die Erhebung des pflanzenverfügbaren P im Wurzelraum. Bisher wurden jedoch lediglich P-Gesamtgehalte im Königwasserextrakt bestimmt. Zwischen den Gesamtgehalten und den Nadel-Blatt-Werten liegen für einige Baumarten signifikante Korrelationen vor (Tabelle 4.1). Dies weist darauf hin, dass die P-Versorgung der Bäume von den P-Vorräten im Wurzelraum abhängt. Ähnliche Korrelationen werden auch in der Literatur beschrieben (Gallardo & Covelo, 2005). Dieser Zusammenhang müsste sich noch verstärken, wenn statt der P-Gesamtvorräte die verfügbaren P-Vorräte berücksichtigt würden. Eine etablierte Methode zur Bestimmung von pflanzenverfügbarem P in Waldökosystemen existiert jedoch z. Zt. noch nicht (Kannah et al., 2007). Gängige Methoden, die vor allem in der Landwirtschaft Anwendung finden, wurden noch nicht auf ihre Eignung für Waldökosysteme getestet. Stünde eine solche Methode zur Verfügung, könnte man mit relativ wenig Aufwand großflächig den P-Versorgungsstatus der Waldböden ermitteln und daraus geeignete Maßnahmen ableiten, wie z.B. P-Düngeempfehlungen oder eine Modellierung der N-Einträge, um vorliegende Nährstoffungleichgewichte erkennen zu können.

4.11 Zusammenfassung

Im Rahmen der ersten bundesweiten Bodenzustandserhebung (BZE) wurde auf Basis der Nährstoffgehalte in Nadeln und Blättern für die untersuchten Baumarten Buche, Eiche, Fichte und Kiefer eine flächendeckende Phosphor (P)-Unterversorgung interpretiert. Gleichzeitig führte ein hohes Angebot an Stickstoff (N) aus atmosphärischen Einträgen auf vielen Untersuchungspunkten zu ungünstigen N/P-Verhältnissen, was mittelfristig eine P-Mangelsituation nach sich ziehen könnte (Deutscher Waldbodenbericht, 1996). Ziel des 6-monatigen Projektes war es, zum einen auf 88 bundesweiten Dauerbeobachtungsflächen, die im Rahmen des europaweiten

Level II-Programms in Deutschland eingerichtet wurden, den P-Versorgungsstatus mit Hilfe von P-Bilanzen genauer zu betrachten, um daraus Aussagen für den Zeitraum 1994 bis 2004 treffen zu können und um Empfehlungen für die Auswertung der zurzeit laufenden zweiten BZE abzuleiten. Zudem sollte die einzelnen Bilanzkompartimente betrachtet werden. Daraus ergab sich folgendes Bild des P-Status:

Die Blatt- und Nadelspiegelwerte als wichtige Indikatoren des P-Status, zeigen insbesondere bei der Fichte eine deutliche Untersorgung (Abb.1) bei Anwendung der Kriterien der BZE I und Berücksichtigung aller Nadeljahrgänge (s.u.).

Die P-Deposition im Bestand (Median $0,17 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) ist ebenso gering wie die **Austräge mit dem Sickerwasser**. Die Spanne der P-Frachten reicht von $0-1,3 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, im Mittel liegen sie bei $0,06 \pm 0,13 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Median $0,02 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$).

Die **P-Vorräte** in der organischen Auflage liegen durchschnittlich bei $52 \pm 0,36 \text{ kg P ha}^{-1}$ (Median 43 kg P ha^{-1}). Der P-Vorrat im Wurzelraum (Humusaufgabe + Mineralboden 0-60 cm) beträgt rund $2880 \pm 2090 \text{ kg P ha}^{-1}$ (Median $2250 \text{ kg P ha}^{-1}$), was dem 55-fachen der organischen Auflage entspricht (Vergleich: Waldbodenbericht 1996 $1840 \text{ kg P ha}^{-1}$). Dies bedeutet, dass der Mineralboden eine erhebliche Rolle für den gesamten P-Vorrat im Wurzelraum spielt. Das Ausgangssubstrat, der Bodentyp und die Humusform beeinflussen die P-Vorräte signifikant: Besonders auffällig ist der Zusammenhang mit der Humusform: so ist der P-Vorrat der organischen Auflage bei Rohhumus am höchsten und bei Mull am niedrigsten, beim P-Vorrat im Wurzelraum ist es dagegen genau umgekehrt: am höchsten unter Mull und am niedrigsten unter Rohhumus.

Der P-Gehalt der Biomasse der Fichte der gesamten oberirdischen **Dendrobiomasse** beträgt im Schnitt $93,5 \pm 46,9 \text{ kg P ha}^{-1}$, die Spanne reicht von $0,35$ bis 296 kg P ha^{-1} . Die geringen Werte ($< 14 \text{ kg P ha}^{-1}$) lassen sich darauf zurückführen, dass die Fichte auf diesen Standorten nicht die Hauptbaumart ist. Der P-Gehalt der Kiefer der gesamten oberirdischen Dendrobiomasse beträgt im Schnitt $23,2 \pm 6,1 \text{ kg P ha}^{-1}$, die Spanne reicht von $9,9$ bis 41 kg P ha^{-1} . Der P-Gehalt der Buche der gesamten oberirdischen Dendrobiomasse beträgt im Schnitt $55,3 \pm 6,1 \text{ kg P ha}^{-1}$, die Spanne reicht von $3,2$ bis 119 kg P ha^{-1} . Der P-Gehalt der Fichte der gesamten oberirdischen Dendrobiomasse beträgt im Schnitt $157 \pm 129 \text{ kg P ha}^{-1}$, die Spanne reicht von 7 bis 531 kg P ha^{-1} . Für die Standorte in Rheinland-Pfalz existiert eine Erhebung der Biomasse- und Elementvorräte der **Bodenvegetation** von Bolte (2006), deren Daten für die vorliegende Auswertung übernommen wurden. Auf diesen Standorten macht der P-Vorrat in der Biomasse der Bodenvegetation rund $0,4\%$ des P-Vorrates der oberirdischen Dendrobiomasse aus und spielt daher eine fast zu vernachlässigende Rolle. Außerdem handelt es sich dabei nur um einen Kurzzeitspeicher für Nährstoffe.

Der mittlere P-Eintrag mit dem **Streufall** liegt bei $2,2 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, aufgetrennt nach Baumarten in $\text{kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$: Fichte $1,94$; Buche $1,83$; Traubeneiche + Buche $2,6$; Stieleiche $4,28$. Nach Einbeziehung der P-Entzüge durch die Holzernte ergeben sich folgende Input-Output-Bilanzen: Die Spanne der Bilanzen reicht von $-1,76$ bis $0,73 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Nur noch auf 20 Standorten liegen positive Bilanzen vor (Mittelwert $0,3 \pm 0,25 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Auf 158 Standorten liegen negative Bilanzen vor (Mittelwert $-0,44 \pm 0,28 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Im Vergleich zu den Bilanzen ohne Einbeziehung des Entzugs durch Ernte verringerten sich die P-Überschüsse um $0,61 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Für diese Bilanz konnte kein Vergleich in der Literatur gefunden werden. Auch hier lässt sich keine Veränderung über die Jahre feststellen.

Übertragbarkeit der Befunde auf die BZE II und weiterer Untersuchungsbedarf

Da die Datenerhebung bei der BZE I+II weniger umfangreich ist als auf den Level II-Flächen, können die in der vorliegenden Studie verwendeten Ansätze zur Auswertung nicht ohne weiteres übertragen werden.

Die Nadel-/Blatt-spiegelwerte sind nach wie vor der beste Indikator für die Nährstoffversorgung der Bäume. Allerdings wurde schon nach der BZE I gefordert, die Nährstoffversorgungsklassen zu überprüfen und gegebenenfalls zu überarbeiten. Nach den Versorgungsklassen der BZE I zeichnet sich, ähnlich wie bei der BZE I, auch auf den Level II-Flächen eine flächenhafte Unterversorgung mit P ab, v.a. bei Fichte. Dies gilt aber nur, wenn die älteren Nadeljahrgänge berücksichtigt werden. Die angegebenen kritischen N/P-Verhältnisse sind außerdem nicht deckungsgleich mit Daten aus der Literatur. Daher ist eine Überprüfung dieser Nährstoffklassen und der kritischen N/P-Verhältnisse nach wie vor sehr aktuell, um die scheinbar vorliegende P-Unterversorgung zu untermauern oder zu widerlegen. Eine ausführliche Literaturrecherche wäre dafür angebracht.

Ein weiterer Parameter, um auf die P-Versorgungslage der Waldökosysteme zu schließen, wäre die Erhebung des pflanzenverfügbaren P im Wurzelraum. Bisher wurden jedoch lediglich P-Gesamtgehalte im Königswasserextrakt bestimmt. Zwischen den Gesamtgehalten und den Nadel-Blatt-Werten liegen für einige Baumarten signifikante Korrelationen vor. Dies weist darauf hin, dass die P-Versorgung der Bäume von den P-Vorräten im Wurzelraum abhängt. Dieser Zusammenhang müsste sich noch verstärken, wenn statt der P-Gesamtvorräte die verfügbaren P-Vorräte berücksichtigt würden. Eine etablierte Methode zur Bestimmung von pflanzenverfügbarem P in Waldökosystemen existiert jedoch z. Zt. noch nicht (Kannah et al., 2007). Gängige Methoden, die vor allem in der Landwirtschaft Anwendung finden, wurden noch nicht auf ihre Eignung für Waldökosysteme getestet. Stünde eine solche Methode zur Verfügung, könnte man mit relativ wenig Aufwand großflächig den P-Versorgungsstatus der Waldböden ermitteln und daraus geeignete Maßnahmen ableiten.

Danksagung

Ganz herzlich möchte ich mich bei Dr. Wolfgang Lux, Dr. Nicole Wellbrock und Petra Dühnelt für die Unterstützung und die wertvollen Diskussionen während der Erstellung dieser Studie danken. Außerdem geht mein Dank an das Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (Referat 533), das diese Studie im Rahmen der zweiten Bodenzustandserhebung finanziell ermöglichte.

Literaturverzeichnis

- Agren, G.I., M. Knecht. 2001. Simulation of soil carbon and nutrient development under *Pinus sylvestris* and *Pinus contorta*. *Forest Ecology Management*. 141:117-129.
- Astrom, M. E.K. Aaltonen. J. Koivusaari. 2005. Changes in leaching patterns of nitrogen and phosphorus after artificial drainage of a boreal forest – a paired catchment study in Pappajarvi, western Finland. *Boreal Environment Research*. 10:67-78.
- Bauer, G., E.-D. Schulze, M. Mund. 1997. Nutrient contents and concentrations in relation to growth of *Picea abies* and *Fagus sylvatica* along a European transect. *Tree Physiology*. 17:777-786.
- Blanco, J.A., M.A. Zavala, J.B. Imbert, F.J. Castillo. 2005. Sustainability of forest management practices: evaluation through a simulation model of nutrient cycling. *Forest Ecology and Management*. 213:209-2008.
- Bolte, Al. 1999. Abschätzung von Trockensubstanz-, Kohlenstoff- und Nährelementvorräten der Waldbodenflora – Verfahren, Anwendung und Schätztafeln. *Forstwissenschaftliche Beiträge Tharandt, Heft 7*. Tharandt.
- Bolte, A. 2006. Biomasse- und Elementvorräte der Bodenvegetation auf Flächen des forstlichen Umweltmonitorings in Rheinland-Pfalz. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B, Band 72*. Göttingen.
- Borken, W., E. Matzner. 2004. Nitrate leaching in forest soils: an analysis of long-term monitoring sites in Germany. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. 167:277-283.
- Bottcher, A.B., L.W. Miller, K.L. Campbell. 1984. Phosphorus adsorption in various soil water extraction materials – effect of acid wash. *Soil Science*. 137:239-244.
- Breeuwsma, A., J.G.A. Reijerink and O.F. Schoumans, O.F. 1995. Impact of manure on accumulation and leaching of phosphate in areas of intensive livestock farming, in Steele, K.: *Animal waste and the land-water interface*. CRC Press. pp. 239-249.
- Brett, M.T., S.E. Mueller, G.B. Arhonditsis. 2005. A daily time series analysis of stream water phosphorus concentrations along an urban to forest gradient. *Environmental Management*. 35:56-71.
- Butcher, S.S., R.J. Charlson, G.H. Orians, G.V. Wolfe (eds.).1992. *Global biogeochemical cycles*. Academic Press, New York.
- Campo, J., M. Maass, V.J. Jaramillo, A. Martinez-Yrizar, J. Sarukhan. 2001. Phosphorus cycling in a Mexican tropical dry forest ecosystem. *Biogeochemistry*. 53:161-179.
- Carleton, T.J., T. Kavanagh. 1990. Influence of stand age and spatial location on throughfall chemistry beneath black spruce. *Canadian Journal of Forest Research*. 20:1917-1925.
- Compton, J.E. D.W. Cole. 1998. Phosphorus cycling and soil P fractions in douglas-fir and red alder stands. *Forest Ecology and Management*. 110:101-112.
- Deutscher Waldbodenbericht. 1996. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Bonn.

- Dietrich, H.P., S. Raspe, M. Schwarzmeier, S. Ilg. 2002. Biomasse- und Nährstoffinventuren von Ernteentzügen an drei bayerischen Fichtenstandorten. In: H.P. Dietrich, S. Raspe, T. Preuhsler (Ed.) Inventur von Biomasse- und Nährstoffinventuren in Waldbeständen. Forstliche Forschungsberichte München.
- Duchesne, L., R. Ouimet, C. Camiré, D. Houle. 2001. Seasonal nutrient transfer by foliar resorption, leaching, and litter fall in a northern hardwood forest at lake Clair watershed, Quebec, Canada. *Canadian Journal of Forest Research*. 31:333-344.
- Fiedler, H.J., H. Höhne. 1984. Das NPK-Verhältnis in Kiefernadeln als artemine Erscheinung und Mittel zur Ernährungsdiagnose. *Beiträge zur Forstwissenschaft*. Heft 18, 128-132.
- Fisher, F., D. Binkley. *Ecology and management of forest soils*. John Wiley & Sons, New York.
- Gallardo, A., F. Covelo. 2005. Spatial pattern and scale of leaf N and P concentration in a *Quercus robur* population. *Plant and Soil*. 273:269-277.
- Gardner, L.R. 1990. The role of rock weathering in the phosphorus budget of terrestrial watersheds. *Biogeochemistry*. 11:97-110.
- Goller, R. W. Wilcke, K. Fleischbein, C. Valarezo, W. Zech. 2006. Dissolved nitrogen, phosphorus, and sulfur forms in the ecosystem fluxes of a montane forest in Ecuador. *Biogeochemistry*. 77:57-89.
- Gordon, A.M., C. Chourmouzis, A.G. Gordon. 2000. Nutrient inputs in litterfall and rainwater fluxes in 27-year old red, black and white spruce plantations in Central Ontario, Canada. *Canadian Journal of Forest Research*. 138:65-78.
- Güsewell, S. 2004. N:P ratios in terrestrial plant: variation and functional significance. *New Phytologist*. 164:243-265.
- Hacker, R. 1999. <http://www.biw.fhd.edu/alumni/1999/hacker/holz.htm>.
- Heinsdorf, D., H.-H. Krauß. 1990 Schätztafeln für Trockenmasse und Nährstoffspeicherung von Kiefernbeständen. IFE-Berichte aus Forschung und Entwicklung. Eberswalde.
- Hochbichler, E., N. Putzgruber, A. Krapfenbauer. 1994. Biomassen- und Nährstoffuntersuchungen in einem 40jährigen Buchenbestand (*Fagus sylvatica* L.). *Centralblatt für das gesamte Forstwesen*. 1:1-22.
- Hochbichler, E., W. Ruhm, H. Schönauer. 2000. Management of oak forests in Austria. *Glasnik za sumske pokuse*. 37:51-68.
- Hochbichler, E. 2002. Vorläufige Ergebnisse von Biomasseinventuren in Buchen- und Mittelwaldbeständen. In: H.P. Dietrich, S. Raspe, T. Preuhsler (Ed.) Inventur von Biomasse- und Nährstoffinventuren in Waldbeständen. Forstliche Forschungsberichte München.
- Hüttl, R.F. 1991. Die Nährelementversorgung geschädigter Wälder in Europa und Nordamerika. *Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen*, Heft 28. Freiburg.
- Jacobsen, C., P. Rademacher, H. Meesenburg, K.J. Meiwes. 2002. Gehalte chemischer Element in Baumkompartimenten – Literaturstudie und Datensammlung. Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt, Göttingen.
- Kannah, P.K., J. Bauhus, K.J. Meiwes, M. Kohler, S. Rumpf, E. Schönfelder. 2007. Assessment of changes in the phosphorus status of forest ecosystems in Germany – Literature review and analysis of existing data. A report to the German Federal Ministry of Food, Agriculture and Consumer Protection. Freiburg.

- Kaiser, K., G. Guggenberger, W. Zech. 2000. Organically bound nutrients in dissolved organic matter fractions in seepage and pore water of weakly developed forest soils. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*. 28:411-419.
- Kimmins, J.P. 2004. *Forest ecology. A foundation for sustainable management and environmental ethics in forestry*. 3rd edition. Prentice Hall, New Jersey.
- Lee, F.G. 1973. Role of phosphorus in eutrophication and diffuse source control. *Water Research*. 7:111-128.
- Leitfaden Bioenergie, 2005. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. Gülzow.
- Litton, C.M., M.G. Ryan, D.B. Tinker, D.H. Knight. 2003. Belowground and aboveground biomass in young postfire lodgepole pine forests of contrasting tree density. *Canadian Journal of Forest Research*. 33:351-363.
- Morris, D.M., A.G. Gordon, A.M. Gordon. 2003. Patterns of canopy interception and throughfall along a topographic sequence for black spruce dominated forest ecosystem in northwestern Ontario. *Canadian Journal of Forest Research*. 33:1046-1060.
- Nesbitt, H.W., R.E. Wilson. 1992. Recent chemical weathering of basalts. *American Journal of Science*. 292:740-777.
- Newman, E.L. 1995. Phosphorus inputs to terrestrial ecosystems. *Journal of Ecology*. 83:713-726.
- Otto, H.-J. 1994. *Waldökologie*. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Pellinen, P. 1986. *Biomasseuntersuchungen im Kalkbuchenwald*. Dissertation. Georg-August-Universität Göttingen.
- Peters, M. 1990. *Nutzungseinfluss auf die Stoffdynamik schleswig-holsteinischer Böden – Wasser-, Luft-, Nähr- und Schadstoffdynamik*. Dissertation, Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Christian-Albrecht-Universität zu Kiel.
- Qualls, R.G., B.L. Haines, W.T. Swank, S.W. Tyler. 2002. Retention of soluble organic nutrients by a forested ecosystem. *Biogeochemistry*. 61:135-171.
- Reich, P.B., J. Oleksyn. 2004. Global patterns of plant leaf N and P in relation to temperature and latitude. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 101:11001-11006.
- Richter, D.D., H.L. Allen, J. li, D. Markewitz, J. Raikes. 2006. Bioavailability of slowly cycling phosphorus: major restructuring of soil P fractions over four decades in an aggrading forest. *Oecologia*. 150:259-271.
- Scheffer, F., P. Schachtschabel. 2002. *Lehrbuch der Bodenkunde*. Spektrum Akademischer Verlag GmbH Heidelberg Berlin.
- Schindler, D.W. 1971. Carbon nitrogen and phosphorus and the eutrophication of freshwater lakes. *Journal of Phycology*. 7:321-329.
- Schütt, P., H.J. Schuck, B. Stimm. 1992. *Lexikon der Forstbotanik*. Ecomed, Landsberg/Lech.
- Sharma, S.C. 1992. *Untersuchungen über die Dendromasse der Baumart Fichte (Picea abies (L.) Karsten) im Tharandter Wald*. Dissertation. Technische Universität Dresden.
- Trettin, C.C., D.W. Johnson, D.E. Todd. 1999. Forest nutrient and carbon pools at Walker Branch Watershed: changes during a 21-year period. *Soil Science Society of America Journal*. 63:1436-1448.

Literatur

- Tsukuda, S., M. Sugiyama, Y. Harita, K. Nishimura. 2006. Atmospheric deposition in Ashiu, Central Japan – source apportionment for the estimation of true input to a terrestrial ecosystem. *Biogeochemistry*. 77:117-138.
- Ulrich, B. 1983. Interaction of forest canopies with atmospheric constituents: SO₂, alkali and earth alkali cations and chloride. In: Ulrich, B. & Pankrath, J. (Hrsg): Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems: 33-45. D. Reidel Publishing Company; Dordrecht, Holland; Boston, USA; London England.
- Ulrich, B., H. Aszmutat. 1986. Raten der Deposition, Akkumulation und des Austrags toxischer Luftverunreinigungen als Maß der Belastung und Belastbarkeit von Waldökosystemen. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B, 2*; Göttingen.
- Vaithyanathan, P., D.L. Correll. 1992. The Rhode river watershed – phosphorus distribution and export in forest and agricultural soils. *Journal of Environmental Quality*. 21:280-288.
- Wellbrock, N. 2002. Veränderungen und ökosystemare Bewertung der atmosphärischen Deposition eines Buchenwaldes und Übertragung des Bewertungskonzeptes auf ausgewählte Waldökosysteme in Schleswig-Holstein. *Beiträge zur Ökosystemforschung*, Kiel.

Anhang

Hier werden einige detaillierte Ergebnisse der Auswertung gezeigt. Außerdem soll der Anhang als eine Art Leitfaden dienen, um mein Vorgehen bei der Auswertung der Daten transparent und nachvollziehbar zu machen. Dies gilt vor allem für den Fall, dass die Auswertungen von einer anderen Person überprüft und/oder fortgesetzt werden sollen. Es wird auf weitere Dateien (Excel, SigmaPlot, Statistica, Access) verwiesen, in denen Ergebnisse der Auswertung präsentiert werden. Diese Dateien sowie die in dieser Studie verwendete Literatur können bei Dr. Nicole Wellbrock (n.wellbrock@bfh-inst7.fh-eberswalde.de) erfragt werden.

A.1 Nadel-Blatt-Werte

Fehlende/ nicht erhobene Daten können der Excel-Datei „NadelBlattwerte“ Tabellenblatt „Standorte“ entnommen werden. Vorgabe war eine Erhebung alle zwei Jahre, z.T. wurde aber jährlich, z.T. seltener beprobt.

Fichte

Tabelle A.1: Einstufung der P-Gehalte (Fichtennadeln) in Versorgungsklassen (in %)

P-Versorgungsklasse	Nadeljahrgang			
	aktuell (n=218)	1. (n=145)	2. (n=93)	4. ^a (n=30)
sehr gering ($< 1,2 \text{ mg P g}^{-1} \text{ TS}$)	12	41	75	100
gering ($1,2 - 1,4 \text{ mg P g}^{-1} \text{ TS}$)	25	24	13	0
mittel ($1,4 - 1,8 \text{ mg P g}^{-1} \text{ TS}$)	45	29	3	0
hoch ($1,8 - 2 \text{ mg P g}^{-1} \text{ TS}$)	12	5	0	0
sehr hoch ($> 2 \text{ mg P g}^{-1} \text{ TS}$)	6	0	0	0

^a nur in Baden-Württemberg erhoben

Über alle Jahre hinweg gemittelt sehr gering versorgte Standorte sind für die Fichte:

aktueller Nadeljahrgang:	702, 804, 809, 1609
1. Jahrgang:	302, 303, 305, 504, 701, 702, 801, 802, 803, 804, 806, 808, 809, 810, 811, 910, 917, 922, 1604;
2. Jahrgang:	504, 506, 701, 702, 801, 802, 803, 804, 805, 806, 808, 809, 810, 811, 1402, 1403, 1404, 1604
4. Jahrgang:	801, 802, 803, 804, 850, 806, 808, 809, 810, 811

Tabelle A.2: Stratifizierung der P-Gehalte (Mediane, in mg g⁻¹) von Fichtennadeln nach (Haupt-) Bodentypen, (Haupt-) Humusformen und Substratgruppen

Nadel-jahrgang	Bodentyp							
	Rendzina/Terra fusca (n=2)	Parabraunerde (n=5)	Pseudogley/ Gley (n=0)	Braunerde (n=17)	Podsol (n=11)			
aktuell	1,61	1,57		1,44	1,5			
1.	1,26	1,3		1,11 (n=15)	1,1 (n=9)			
2.		1,03 (n=1)		0,95 (n=12)	1,06 (n=7)			
4.		0,83 (n=1)		0,64 (n=5)	0,805 (n=3)			
Nadel-jahrgang	Humusform							
	Mull (n=6)	Moder (n=23)	Rohhumus (n=5)					
aktuell	1,34	1,5	1,35					
1.	1,06	1,2 (n=21)	1,1 (n=3)					
2.	0,79 (n=2)	1,04 (n=13)	1,02 (n=4)					
4.	0,63 (n=2)	0,81 (n=7)	0,64 (n=1)					
Nadel-jahrgang	Ausgangsubstrat							
	1 (n=6)	2 (n=3)	3 (n=1)	4 (n=5)	5 (n=11)	6 (n=0)	7 (n=0)	8 (n=9)
aktuell	1,49	1,5	1,35	1,74	1,33			1,62
1.	1,2	1,44	1,19	1,49	1,01 (n=10)			1,44 (n=6)
2.	0,86 (n=2)	1,04 (n=1)	1,06	0,99 (n=2)	0,88 (n=8)			1,13 (n=7)
4.	0,73 (n=2)	0,83 (n=1)			0,64 (n=5)			0,77 (n=2)

- 1= karbonathaltige Lockersedimente
2= karbonatfreie Lockersedimente
3= umgelagerte kalkfreie Lockersedimente
4= Verwitterungslehme, bzw. Decklehme über „Ton“
5= Verwitterungslehme und Decklehm über „Quarz“
6= arme (pleistozäne) Sande
7= basische Magmatite oder Metamorphite
8= intermediäre und saure Magmatite oder Metamorphite

Kiefer

Tabelle A.3: Einstufung der P-Gehalte (Kiefernnadeln) in Versorgungsklassen (in %)

P-Versorgungsklasse	Nadeljahrgang	
	aktuell (n=147)	1. (n=146)
sehr gering (< 1,2 mg P g ⁻¹ TS)	6	12
gering (1,2 - 1,4 mg P g ⁻¹ TS)	22	40
mittel (1,4 - 1,8 mg P g ⁻¹ TS)	70	47
hoch (1,8 - 2 mg P g ⁻¹ TS)	2	1
sehr hoch (> 2 mg P g ⁻¹ TS)	1	0

Über alle Jahre hinweg gemittelt sehr gering versorgte Standorte sind für die Kiefer die beiden Standorte 707 und 1501.

Tabelle A.4: Stratifizierung der P-Gehalte (Mediane, in mg g⁻¹) von Kiefernadeln nach (Haupt-) Bodentypen, (Haupt-) Humusformen und Substratgruppen.

		Bodentyp							
Nadeljahr-		Rendzina/Terra fusca	Parabraunerde	Pseudogley/ Gley	Braunerde	Podsol			
gang		(n=0)	(n=0)	(n=0)	(n=16)	(n=5)			
aktuell					1,49	1,5			
1.					1,39	1,45			
		Humusform							
Nadeljahr-		Mull (n=0)	Moder (n=6)	Rohhumus (n=10)					
gang									
aktuell			1,52	1,49					
1.			1,4	1,4					
		Ausgangsubstrat							
Nadeljahr-		1 (n=0)	2 (n=0)	3 (n=2)	4 (n=0)	5 (n=4)	6 (n=15)	7 (n=0)	8 (n=0)
gang									
aktuell				1,56		1,41	1,49		
1.				1,44		1,33	1,41		

Buche, Trauben- und Stieleiche**Tabelle A.5: Einstufung der P-Gehalte (Buche, Trauben- und Stieleiche) in Versorgungsklassen (in %)**

P-Versorgungsklasse	Buche (n=206)	
sehr gering (< 1,0 mg P g ⁻¹ TS)	9	
gering (1,0 -1,3 mg P g ⁻¹ TS)	46	
mittel (1,3 – 1,5 mg P g ⁻¹ TS)	32	
hoch (1,5 – 1,7 mg P g ⁻¹ TS)	8	
sehr hoch (> 1,7 mg P g ⁻¹ TS)	5	
P-Versorgungsklasse	Traubeneiche (n=57)	Stieleiche (n=28)
sehr gering (< 1,0 mg P g ⁻¹ TS)	0	11
gering (1,0 -1,4 mg P g ⁻¹ TS)	37	46
mittel (1,4 – 1,9 mg P g ⁻¹ TS)	53	29
hoch (1,9 – 2,6 mg P g ⁻¹ TS)	11	14
sehr hoch (> 2,6 mg P g ⁻¹ TS)	0	0

Über alle Jahre hinweg gemittelt sehr gering versorgte Standorte sind für die Buche die Standorte 507, 601 und 1001 (nur ein Messwert). Für die beiden Eichenarten liegen keine solchen Standorte vor.

Tabelle A.6: Stratifizierung der P-Gehalte (Mediane, in mg g⁻¹) von Buchen- und Eichenblättern nach (Haupt-) Bodentypen, (Haupt-) Humusformen und Substratgruppen

	Bodentyp							
	Rendzina/ Terra fusca	Parabraunerde	Pseudogley/ Gley	Braunerde	Podsol			
Buche	1,07 (n=1)	1,35 (n=1)	1,22 (n=3)	1,32 (n=25)	1,63 (n=1)			
Traubeneiche			1,31 (n=1)	1,56 (n=8)	1,84 (n=1)			
Stieleiche	1,31 (n=1)		1,22 (n=1)	1,69				
	Humusform							
	Mull	Moder	Rohhumus (n=0)					
Buche	1,24 (n=15)	1,38 (n=15)						
Traubeneiche	1,65 (n=5)	1,48 (n=5)						
Stieleiche	1,42 (n=6)							
	Ausgangsubstrat							
	1	2	3	4	5	6	7	8
Buche	1,25 (n=2)	1,33 (n=2)	1,21 (n=1)	1,23 (n=4)	1,14 (n=5)	1,42 (n=6)	1,34 (n=4)	1,22 (n=5)
Traubeneiche	1,65 (n=1)	1,52 (n=2)	1,38 (n=1)	1,69 (n=2)	1,42 (n=2)	1,66 (n=2)		
Stieleiche	1,65 (n=2)	1,52 (n=1)	1,22 (n=1)	1,86 (n=1)	1,09 (n=1)			

A.2 Atmosphärische Einträge

Die Erhebung von atmosphärischen P-Einträgen ist fehlerbehaftet (Newman, 1995). Die P-Konzentrationen liegen oft in einem Messbereich von lediglich 1-100 µg P l⁻¹, was eine hohe Messgenauigkeit und eine empfindliche Analytik erfordert. Kontaminationen wie Blätter oder Vogelkot können das Ergebnis stark verfälschen. Außerdem kann P an den Wänden der Probenahmegefäße sorbieren und der Eintrag damit unterschätzt werden. In Anlehnung an Newman (1995) habe ich daher die gemessenen Depositionsdaten auf ihre Plausibilität hin überprüft. Seinen Recherchen zufolge sind P-Einträge > 1,5 kg P ha⁻¹ a⁻¹ als kritisch zu beurteilen und lassen sich mit größter Wahrscheinlichkeit auf Kontaminationen, auf eine fehlerhafte Beprobung oder Messung zurückführen.

Fehlererhebung: bei allen Datensätzen (DS) über 1,5 kg P ha⁻¹ a⁻¹ habe ich mir die Einzelkonzentrationen angeschaut und nach Ausreißern gesucht. Konzentrationen > 3 mg PO₄ l⁻¹ (=1 mg P l⁻¹) sind m. E. auf Kontaminationen zurückzuführen und wurden daher nicht berücksichtigt. Wenn jedoch hohe Einträge (> 3 mg PO₄ l⁻¹) homogen übers ganzen Jahr gemessen wurden, ist eine Kontamination wenig wahrscheinlich und ich habe diese Werte in der Auswertung berücksichtigt. Da P-Konzentrationen im Bestandesniederschlag laut Literatur nur unwesentlich höher sind als im Freiland, habe ich für den Bestandesniederschlag die gleichen Grenzen verwendet. Daten zum Stammabfluss wurden nur für Buchenstandorte erhoben.

Tabelle A.7: P-Depositionsdaten vor und nach Plausibilitätskontrolle

		Bestand	Freiland	Stammabfluss
vor Plausibilitäts- prüfung	DS gesamt	422	412	92
	< 0,5 kg P ha ⁻¹ a ⁻¹	347 (82%)	373 (91%)	88 (96%)
	< 1,5 kg P ha ⁻¹ a ⁻¹	53 (13%)	17 (4%)	2 (2%)
	> 1,5 kg P ha ⁻¹ a ⁻¹	22 (5%) ^a	22 (5%) ^b	2 (2%) ^c
Nach Plausibilitäts- prüfung	DS gesamt	410	401	90
	< 0,5 kg P ha ⁻¹ a ⁻¹	346 (84%)	369 (92%)	88 (98%)
	< 1,5 kg P ha ⁻¹ a ⁻¹	59 (14%)	24 (6%)	2 (2%)
	> 1,5 kg P ha ⁻¹ a ⁻¹	5 (1,5%)	8 (2%)	-

^a Maximum 1402 kg P ha⁻¹ a⁻¹ / ^b Maximum 1235 kg P ha⁻¹ a⁻¹ / ^c 127 und 130 kg P ha⁻¹ a⁻¹, beide gelöscht

Eine weitere Möglichkeit, um die Depositionsdaten auf Kontaminationen hin zu prüfen, ist über die Leitfähigkeit. Eine hohe Leitfähigkeit deutet auf eine Kontamination hin und müsste daher mit einer hohen P-Konzentration korreliert sein. Ich habe lediglich die Korrelationen zwischen Leitfähigkeit und P-Deposition berechnet, aber keine weiteren Schlüsse daraus gezogen, da ich in der Literatur keine Grenzwerte finden konnte.

Spearman's R Rangkorrelationskoeffizienten (alle signifikant):

Bestand $r = 0,35$

Freiland $r = 0,54$

Stammabfluss $r = 0,17$

Um einen Überblick zu bekommen, auf welchen Standorten in welchen Jahren welche Depositionsparameter erhoben wurden, sind in der Excel-Tabelle „P-Deposition“ in dem Tabellenblatt „Standorte“ alle Standorte nach Jahren und dort erhobenen Depositionsdaten aufgeführt. Die vermutlich fehlerhaften Daten sind rot markiert und z. T. kommentiert.

A.3 P im Sickerwasser

Nicht vorhandene Daten sind der Excel-Datei „Sickerwasser“ Tabellenblatt „Standorte“ zu entnehmen. Grob abgeschätzt finden sich hohe Austräge (< 0,1 kg P ha⁻¹ a⁻¹) v. a. auf den Standorten 306, 1303 und 1401. P-Austräge aufgeteilt in verschiedene Klassen:

0 kg P ha ⁻¹ a ⁻¹ :	85 Datensätze (33%)
0,001-0,0099 kg P ha ⁻¹ a ⁻¹ :	26 Datensätze (10%)
0,01-0,099 kg P ha ⁻¹ a ⁻¹ :	102 Datensätze (40%)
0,1-1 kg P ha ⁻¹ a ⁻¹ :	42 Datensätze (16%)
>1:1 Datensatz	(0,4%)

A.4 Input-Output-Bilanzen

Signifikante Korrelationen zwischen der P-Bilanz und anderen Parametern sind in der Statistica-Datei „Korrelation alles mit allem“ aufgeführt. Negative P-Bilanzen (ohne Ertrag) liegen für folgende Standorte und Jahre vor:

303	1997, 1999
305	1999
306	1997-1999, 2001-2003
702	1998
1001	1997

A.5 Biomasse des Bestandes/ Kronenraum

Daten zur oberirdischen Dendrobiomasse finden sich in den Access-Abfragen P-Vorrat_Bäume...). Zusammenfassend sind die P-Vorräte in der gesamten oberirdischen Dendrobiomasse für alle Baumarten in der Abfrage „alles zusammen“ aufgeführt.

Bei der Fichte überschneiden sich 10 DS zur oberirdischen Dendrobiomasse mit den Input-Output-Bilanzen: 302, -5, -7, alle von 2000; 701, 702 von 1999; 1401-4 von 2000). Bei der Kiefer überschneiden sich 6 DS mit den Input-Outbilanzen (307, 2000; 1101-3, 1405+6, von 2000). Bei der Buche überschneiden sich 9 Datensätze mit den Input-Output-Bilanzen (101 2003 und 2004; 301, 304, 306 alle 2000; 703-6, alle 1999)

Den P-Vorrat der Nadeln habe ich zur Kontrolle auch über den Umweg Trockenmasse und P-Gehalte der Nadeln gerechnet. Die beiden Ergebnisse, jeweils unterschiedlich gerechnet, sind eng miteinander korreliert ($R=0,92$), allerdings ist der P-Vorrat über die P-Gehalte der Nadeln gerechnet, etwas höher. Da es sich dabei aber immer nur um Durchschnittswerte handelt und keine konkreten Bäume miteinander verglichen werden können, habe ich mich für die Berechnung nach Heinsdorf & Kraus (1990) entschieden. Ein weiterer alternativer Weg ist die Berechnung der oberirdischen Dendrobiomasse nach Heinsdorf & Kraus (1990) und die Berechnung der P-Vorräte über die durchschnittlichen P-Gehalte in Fichten nach Jacobsen et al. (2002). Auf diesem Weg kam ich auf rund doppelt so hohe P-Vorräte pro ha. Ich habe mich auch hier für den ersten Weg, also für die Berechnung ausschließlich nach Heinsdorf & Kraus (1990) entschieden, da deren Erhebung auf armen Standorten in Brandenburg erfolgte und so gut mit den Kiefernstandorten der Level II-Flächen vergleichbar ist. Diese befinden sich durchweg auf armen Sanden. In den durchschnittlichen P-Gehalt von Jacobsen et al. (2002) fließen dagegen auch Werte von anderen Standorten und aus klimatisch anderen Regionen mit ein.

A.6 P-Vorrat im Mineralboden und in der Humusauflage

Vorgehen zur Auswertung:

In der Access-Tabelle „Katrin:Vorräte_02“ sind die für diese Studie wichtigen Parameter aus SOM und SOO vereinigt. Folgende Standorte konnten wegen unvollständiger Datenlage nicht berücksichtigt werden:

Mineralboden: bei den meisten bayrischen und thüringischen Standorten fand keine durchgehende Beprobung 0-60 oder 0-80 cm statt, es fehlt meist 5-10 cm. Darüber hinausgehend sind 503, 506, 902, 903, 905, 918 unvollständig. Komplett fehlen 901, 912, 913, komplett Sachsen, 1603. Auf Standort 703 wurden nur 0-30 cm beprobt.

Organische Auflage: es fehlen die Standorte 503, 805, 904, 1603.

Für die organische Auflage wurde z.T. die Masse pro m^2 angegeben. War dies nicht der Fall, habe ich die Masse abgeschätzt (Annahmen siehe Excel-Tabelle „Bodenvorräte“). Bei den Mineralböden habe ich mit einer mittleren Dichte von $1,5 \text{ g cm}^{-3}$ gerechnet.

In Anlehnung an den Waldbodenbericht (1996), an Borken & Matzner (2004) und Schobel (mündliche Mitteilung) wurden C/N-Verhältnisse für den Mineralboden und die organische Auflage getrennt berechnet. Die C/N-Verhältnisse der organischen Auflage habe ich entweder für den O-Horizont oder als Mittelwert aus OH+OF oder OH+OLF berechnet. Für den Mineralboden habe ich die Beprobungstiefe 0-5 cm, ansonsten 0-10 cm herangezogen (zwischen den beiden Beprobungstiefen bestehen bei Standorten mit doppelten Datensätzen keine Unterschiede). Bei der Auswertung der C/P-Verhältnisse tauchte ein Fehler in der Datenbank auf: Die C_{org} und N-Gehalte in Sachsen sind eine Größenordnung zu hoch.

Tabelle A.8: Signifikante Korrelationen verschiedener Bodenparameter und Nadelblatt-Gehalte über alle Baumarten und nach Baumarten getrennt. R= Spearmans R

alle Baumarten	C/N-Verhältnis Auflage	C/N-Verhältnis Mineralboden	C/P-Verhältnis Auflage	C/P-Verhältnis Mineralboden	P-Vorrat Auflage	P-Vorrat Wurzelraum	P-Gehalt Nadelblatt
C/N-Verhältnis Auflage	1,0	0,22	0,56	0,22	-0,3	-	-
C/N-Verhältnis Mineralboden	0,22	1,0	0,28	-	0,58	-0,35	-
C/P-Verhältnis Auflage	0,56	0,28	1,0	0,41	-	-0,54	-0,54
C/P-Verhältnis Mineralboden	0,22	-	0,41	1,0	-	-	-
P-Vorrat Auflage	-0,3	0,58	-	-	1,0	-	-
P-Vorrat Wurzelraum	-	-0,35	-0,54	-	-	1,0	0,24
P-Gehalt Nadel-Blatt	-	-	-0,26	-0,54	-	0,24	1,0
Fichte	C/N-Verhältnis Auflage	C/N-Verhältnis Mineralboden	C/P-Verhältnis Auflage	C/P-Verhältnis Mineralboden	P-Vorrat Auflage	P-Vorrat Wurzelraum	P-Gehalt Nadeln
C/N-Verhältnis Auflage	1,0	-	0,35	-	-	-	-
C/N-Verhältnis Mineralboden	-	1,0	-	-	0,77	-	-
C/P-Verhältnis Auflage	0,36	-	1,0	0,46	-	-0,43	-0,4
C/P-Verhältnis Mineralboden	-	-	0,46	1,0	-	-0,39	-0,56
P-Vorrat Auflage	-	0,77	-	-	1,0	-	-
P-Vorrat Wurzelraum	-	-	-0,43	-0,39	-	1,0	0,54
P-Gehalt Nadeln	-	-	-0,4	-0,56	-	0,54	1,0

Anhang

Kiefer	C/N-Verhältnis Auflage	C/N-Verhältnis Mineralboden	C/P-Verhältnis Auflage	C/P-Verhältnis Mineralboden	P-Vorrat Auflage	P-Vorrat Wurzelraum	P-Gehalt Nadeln
C/N-Verhältnis Auflage	1,0	-	0,56	-	-	-	-0,44
C/N-Verhältnis Mineralboden	-	1,0	-	-0,61	-	-0,46	-
C/P-Verhältnis Auflage	0,56	-	1,0	-	-0,47	-0,55	-
C/P-Verhältnis Mineralboden	-	-	-	1,0	-	-	-
P-Vorrat Auflage	-0,61	-	-0,47	-	1,0	0,41	-
P-Vorrat Wurzelraum	-	-0,46	-0,55	-	0,41	1,0	-
P-Gehalt Nadeln	-0,44	-	-	-	-	-	1,0
Buche	C/N-Verhältnis Auflage	C/N-Verhältnis Mineralboden	C/P-Verhältnis Auflage	C/P-Verhältnis Mineralboden	P-Vorrat Auflage	P-Vorrat Wurzelraum	P-Gehalt Blätter
C/N-Verhältnis Auflage	1,0	-	0,46	-	-0,77	-	-
C/N-Verhältnis Mineralboden	-	1,0	-	-	0,53	-0,43	-
C/P-Verhältnis Auflage	0,46	-	1,0	-	-	-0,56	-0,35
C/P-Verhältnis Mineralboden	-	-	-	1,0	-0,54	-0,67	-0,69
P-Vorrat Auflage	-0,77	0,53	-	-0,54	1,0	-	0,46
P-Vorrat Wurzelraum	-	-0,43	-0,56	-0,67	-	1,0	0,38
P-Gehalt Blätter	-	-	-0,35	-0,69	-	0,38	1,0
Traubeneiche	C/N-Verhältnis Auflage	C/N-Verhältnis Mineralboden	C/P-Verhältnis Auflage	C/P-Verhältnis Mineralboden	P-Vorrat Auflage	P-Vorrat Wurzelraum	P-Gehalt Blätter
C/N-Verhältnis Auflage	1,0	-	0,58	-	-	-0,76	-
C/N-Verhältnis Mineralboden	-	1,0	0,81	-	0,94	-0,64	-
C/P-Verhältnis Auflage	0,58	0,81	1,0	-	0,63	-0,92	-
C/P-Verhältnis Mineralboden	-	-	-	1,0	-	-	-
P-Vorrat Auflage	-	0,94	0,63	-	1,0	-0,64	-
P-Vorrat Wurzelraum	-0,76	-0,64	-0,92	-	-0,64	1,0	-
P-Gehalt Blätter	-	-	-	-	-	-	1,0

Anhang

Stieleiche	C/N-Verhältnis Auflage	C/N-Verhältnis Mineralboden	C/P-Verhältnis Auflage	C/P-Verhältnis Mineralboden	P-Vorrat Auflage	P-Vorrat Wurzelraum	P-Gehalt Blätter
C/N-Verhältnis Auflage	1,0	-	-	-	-	-	-
C/N-Verhältnis Mineralboden	-	1,0	-	-	-	-	-
C/P-Verhältnis Auflage	-	-	1,0	-	-	-0,9	-0,82
C/P-Verhältnis Mineralboden	-	-	-	1,0	-	-	-
P-Vorrat Auflage	-	-	-	-	1,0	-0,81	-
P-Vorrat Wurzelraum	-	-	-0,9	-	-0,81	1,0	0,65
P-Gehalt Blätter	-	-	-0,82	-	-	0,65	1,0

A.7 P-Konzentrationen im Sickerwasser

Berechnet man die Mittelwerte eines jeden Sammlers pro Jahr und berücksichtigt die Jahre 1992-2004 sowie alle erhobenen Tiefen, erhält man 2363 Messwerte.