

3 Biometrische Schätzmodelle für Nährelementgehalte in Baumkompartimenten

Sabine Rumpf¹, Egbert Schönfelder¹, Bernd Ahrends²

¹Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Abt. Waldwachstum

²Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Abt. Umweltkontrolle

3.1 Einleitung und Problemstellung

Die stoffliche Entwicklung von Waldökosystemen lässt sich stark vereinfacht durch Stoffbilanzierungen abbilden (Ulrich 1994). Nährstoffbilanzierungen finden häufig bei der Berechnung von Critical Loads (Grenzwerte der langfristig tragbaren atmosphärischen Belastung) Anwendung (Andreae et al. 2016, Posch et al. 2015). Aber auch zur Bewertung von Nährelemententzügen mit der Biomassenutzung bei veränderten Nutzungsintensitäten sind Elementbilanzen ein wichtiges Instrument (Riek et al. 2015, Weis et al. 2016, Klinck 2012). Eine bedeutsame Größe ist hierbei die Quantifizierung der Nährelemententzüge mit der Biomassenutzung. Hierfür notwendige Informationen sind Elementgehalte und Biomassemengen, deren Messungen jedoch sehr zeit- und kostenintensiv sind. Entsprechend werden für die Abschätzung der Nährelementgehalte häufig Standardwerte aus Literaturzusammenstellungen (z.B. Jacobsen et al. 2003, Kimmins et al. 1985) verwendet. Auch wenn solche Standardwerte nach Baumart und Kompartiment differenzieren, können hieraus noch Fehler zwischen 10–20 % bei den Nährelemententzügen resultieren, wobei auf karbonathaltigen und sehr nährstoffarmen Standorten bei einigen Elementen Fehler von über 50 % auftreten können (Ahrends et al. 2012). Diese Unsicherheit bei der Verwendung von Standardwerten kann damit begründet werden, dass die Elementgehalte von zahlreichen weiteren Faktoren (Nährstoffangebot am Standort, Bestandesentwicklung, Stammdurchmesser, Konkurrenzsituation der Bäume, Stickstoffdeposition) abhängig sind (Pretzsch et al. 2014, Paré et al. 2013, Rademacher et al. 2012, Jacobsen et al. 2003). Der Einfluss des Standortes lässt sich vor allem bei den Calciumgehalten der Buche feststellen (Jacobsen et al. 2003, Joosten & Schulte 2003), da sie sowohl auf sauren wie auch auf karbonathaltigen Substraten vorkommt. Demgegenüber zeigen von Wilpert et al. (2011), dass die Variation der Nährelementgehalte zwischen den Altersphasen < 50 Jahre und ≥ 50 Jahre sowie zwischen Standortsgüteklassen von untergeordneter und nicht signifikanter Größenordnung ist. Entsprechend dieser z.T. widersprüchlichen Ergebnisse lässt sich der Einfluss dieser Faktoren bis jetzt nur schwer abbilden und quantifizieren (Pretzsch et al. 2014, Rademacher et al. 2012), da die jeweiligen Einzelstudien häufig ein sehr unterschiedliches Standortsspektrum abbilden. Das Ziel dieser Untersuchungen war es daher (i) alle in Vorprojekten gemessenen, auf Biomassekompartimente bezogenen Nährelementdaten zusammenzustellen, inhaltlich zu harmonisieren bzw. fehlende Informationen zu ergänzen, (ii) eine Evaluierung von Einflussgrößen auf die Elementgehalte in Baumkompartimenten durchzuführen

und (iii) statistische Modelle zur Abschätzung der Gehalte für die Hauptbaumarten in Deutschland anhand flächenhaft verfügbarer Eingangsdaten zu parametrisieren.

3.2 Material und Methoden

3.2.1 Nährelementanalysen in Biomasseproben

3.2.1.1 Zusammenstellung und Aufbereitung der Nährelementanalysen

Insgesamt stellt der im Rahmen dieses Projektes erarbeitete Datensatz der Nährelementgehalte eine wesentlich breitere Datengrundlage dar. Es konnten die Nährelementgehalte von 451 Erfassungsorten an 1498 Bäumen in verschiedenen Kompartimenten der Baumarten Buche, Eiche, Esche, Ahorn, Erle, Birke, Fichte, Kiefer, Lärche und Douglasie in die Datenbank aufgenommen werden. Die Tanne wurde aufgrund des geringen Stichprobenumfangs in die weiteren Auswertungen nicht einbezogen. Die BHD-Spanne reichte bei allen Baumarten vom Schwachholz ab Derbholzgrenze (7 cm) bis zum Starkholz. Die stärksten untersuchten Bäume hatten bei Buche, Fichte und Esche einen BHD von 70 cm und mehr, bei Douglasie von mehr als 80 cm, bei Eiche über 90 cm. Die stärkste Kiefer hatte einen BHD von 61,7 cm. Die natürliche Altersstufe der Bäume umfasste im Wesentlichen ein Spektrum von Jungbeständen, bei denen erste Durchforstungseingriffe erfolgen, bis hin zu Altbeständen mit laufenden Zielstärkenutzungen bzw. anstehenden Endnutzungen. Datenhalter mit umfänglichen und für die Projektarbeit wichtigen Datenbeständen sind die Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, die Forstliche Versuchsanstalt von Rheinland-Pfalz, die Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg sowie die Technische Universität München, Fachgebiete Waldernährung und Wasserhaushalt und der Lehrstuhl für Waldwachstumskunde. Aus diesen Datenbeständen hervorgegangene Publikationen sind: Block & Schuck (2002), NW-FVA (2013), Göttlein et al. (2013), Huber et al. (2011), Pretzsch et al. (2014), Rademacher et al. (2012), Rumpf et al. (2014), von Wilpert et al. (2011), Weis et al. (2009), Weis & Göttlein (2012), Weis et al. (2014), Weis & Göttlein (2016). Nähere Angaben zu den Probestämmen enthält Tab. 3.1.

Tab. 3.1: Übersicht über die Probestämme mit Mittel-, Minimal- und Maximalwerten.

Baumart	n	Mittlerer BHD [cm]	BHD-Spektrum [cm]	mittlere Höhe [m]	Höhen-Spektrum [m]	Mittleres Alter [a]	Alters-Spektrum [a]
Buche	467	27,9	7,8–69,5	23,6	8,6–42,4	73,7	10–200
Eiche	150	30,9	8–95,4	21,6	9,1–36,6	90	21–198
Esche	37	33,2	9,1–75,6	25,6	14,4–38,5	73,7	34–153
Ahorn	28	28,2	12–56,1	22,2	15,2–31,8	64,3	33–185
Erle	9	22,9	10,3–43,3	18,2	15,0–21,7	51,9	28–78
Birke	10	20,8	13,2–31,2	16,1	11,9–19,5	38,5	32–47
Fichte	469	30	7–78,4	24,3	4,1–42,9	70,6	15–198
Kiefer	190	29,2	7–61,7	22	5,1–39,5	82,6	23–200
Douglasie	123	36,1	7,2–86,3	27,2	9,7–45,1	54,4	20–100
Lärche	15	31,6	19,5–48,3	24,3	20,6–26,6	51,5	46–70
Tanne	3	31,9	24,5–36,9	19,4	14,4–22,1	212	205–215

Die gesammelten Daten wurden in einer Access-Datenbank (Microsoft 2013) zusammengestellt (Abb. 3.1).

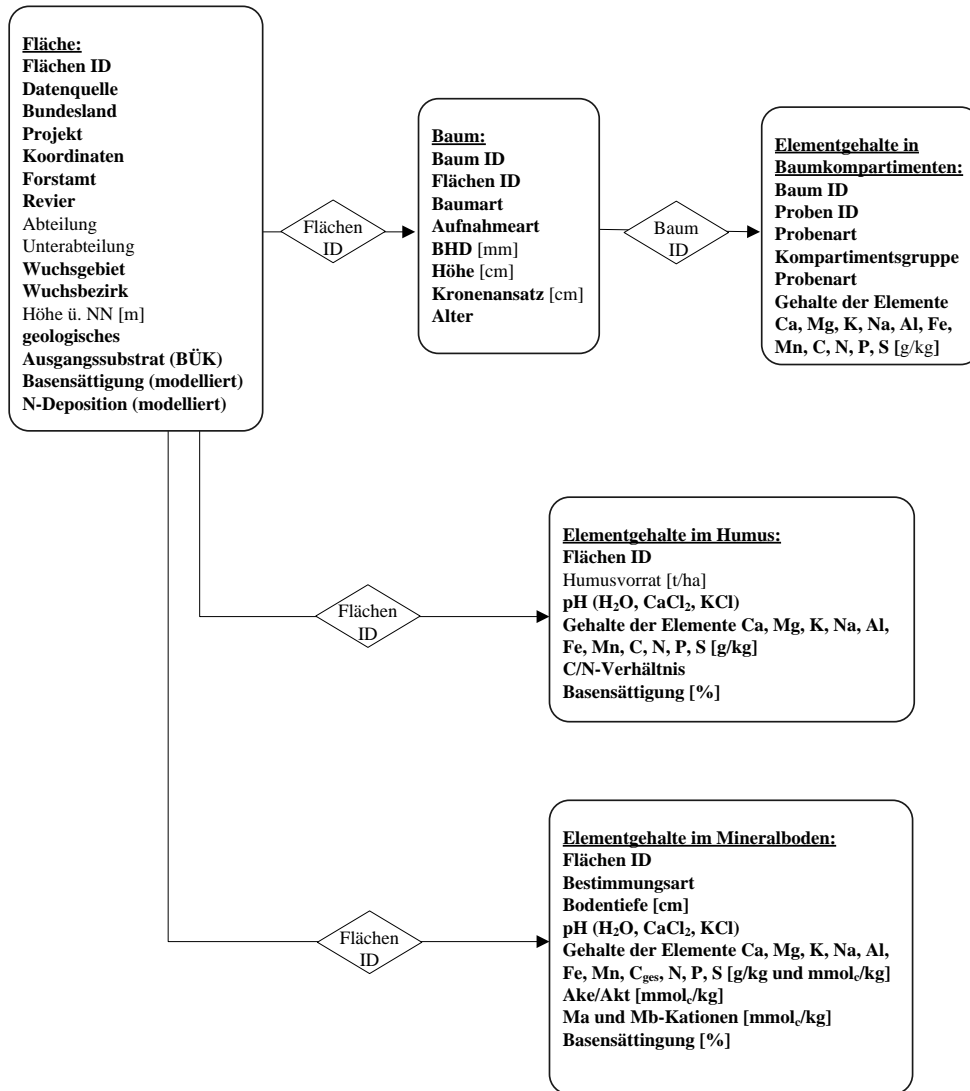


Abb. 3.1: Struktur der Nährelementdatenbank (Access-Datenbank).

Grundlage bilden fünf Tabellen, die über entsprechende Verknüpfungsparemetern mit einander verbunden sind. Die Tabelle „Fläche“ enthält die Metadateninformationen der Untersuchungsstelle, wie z.B. Koordinaten, Forstortbezeichnungen und dem Wuchsgebiet bzw. -bezirk. Wichtig sind auch die angegebenen allgemeinen Standortskriterien, mit denen Beziehungen zwischen Elementgehalten und Standort ermittelt werden sollten. Angaben über die Quelle der Daten bzw. Projekte, in deren Rahmen die Daten erhoben wurden, sind ebenfalls aufgeführt.

Über eine Flächen-ID ist die Tabelle mit der Tabelle „Baum“ verbunden. Diese enthält die Parameter der einzelnen beprobten Bäume wie Baumart, Alter, Durchmesser sowie Höhe. Die restlichen drei Tabellen beinhalten Elementgehalte in Baumkompartimenten, in der Humusaufgabe sowie im Mineralboden.

Bei der Harmonisierung der Nährelementgehaltsdaten bestand das prinzipielle methodische Problem, dass die Definition der beprobten Biomassekompartimente (z.B. Trennung zwischen Stamm und Krone, bzw. zwischen Ästen und Reisig etc.) nicht einheitlich war. Die dadurch entstehenden methodischen Artefakte und Variationen im Messergebnis wurden bereinigt (gewichtete Umrechnung über die Trockenmasse) und auf eine einheitliche Definition der Biomassekompartimente bezogen. Diese komplexe und aufwendige Aufbereitung der Originaldaten erfolgte in Abstimmung mit den Biomassefunktionen (Kapitel 2). Für die Berechnung der Biomasse und Nährelemente wurden die vier Kompartimentsklassen Derbholz, Derbholzzrinde, Nichtderbholz (inklusive Rinde) und Nadeln festgelegt.

3.2.1.2 Standortspezifische Parameter als Eingangsgröße in biometrische Modelle

Die verfügbaren Flächeninformationen zu den jeweiligen Untersuchungsbeständen wurden durch weitere homogen vorhandene Eingangsdaten ergänzt. Zur Beschreibung des geologischen Ausgangssubstrates wurde die Substratklassifikation von Grüneberg et al. (2014) auf die Wald-BÜK 1:1 Mio (Richter et al. 2007) angewendet. Für weitere Auswertungsschritte wurden diese Gruppen noch weiter verdichtet: (1) Böden aus basenarmem Lockergestein (G1, G5, G6), (2) semiterrestrische Böden der breiten Flusstäler (G2), (3) Tieflandböden aus Lösslehm (G3, G4, G7), (4) Böden aus verwittertem Karbonatgestein (G8, G9), (5) Böden aus basisch-intermediärem Festgestein (G10, G11), (6) Böden aus basenarmem Festgestein (G12, G13, G14, G15), (7) Böden der Alpen (G16), (8) Moore (G17) (vgl. auch Wellbrock et al. 2016). Die notwendigen Informationen wurden über die Koordinaten aus der Bodenkarte ausgestochen. Auf die in der Wald-BÜK hinterlegten Basensättigungen (BS) wurde nicht zurückgegriffen, sondern die höher aufgelöste Regionalisierung der BS aus dem Projekt WP-KS-KW (Veränderte Produktivität und Kohlenstoffspeicherung der Wälder Deutschlands angesichts des Klimawandels) verwendet (Zirlewagen 2016). Die Auswahl der BS erfolgt vor dem Hintergrund, dass sie ein wichtiger Indikator für die Ausstattung eines Standorts mit bedeutsamen Makronährelementen wie Ca^{2+} , Mg^{2+} oder K^+ ist (Meiwes & Meesenburg 2007, Riek & Wolff 2007, Schulte-Bisping et al. 2001). Die BS liegt nach der Regionalisierung für zwei Tiefenstufen (0–30 cm und 30–60 cm) vor (BS_{0-30} ; BS_{30-60}). Bei bodenchemischen Profilinformatoren empfiehlt es sich diese für weitere Auswertungsschritte zu verdichten (Ahner et al. 2013, Kölling et al. 1996). Hierfür wurden die BS der beiden Tiefenstufen gemittelt (BS_{mean}). Auf eine gewichtete Aggregation unter Berücksichtigung der Lagerungsdichte und der Kationenaustauschkapazität (vgl. Spranger et al. 2004) wurde verzichtet, da beide Kenngrößen unabhängig von der Basensättigung regionalisiert wurden und somit eine inhaltliche Konsistenz nicht mehr vorliegt. Als zweiter Verdichtungsschritt wurde die maximale Basensättigung (BS_{max}) der zwei Bodenschichten ausgewählt. Dieses Vorgehen basiert auf verschiedenen Untersuchungen (Facelli & Facelli 2002, Linkohr et al. 2002, Wijesinghe & Hutchings 1997), die gezeigt haben, dass sich Feinwurzeln vermehrt in Zonen mit hoher Nährstoff- und Wasserverfügbarkeit anreichern.

Nach den Untersuchungen von Jacobsen et al. (2003) zeigen sich signifikante Einflüsse des `Jahres der Untersuchung`. Entsprechend sind auch direkte und indirekte Einflüsse der regional sehr unterschiedlichen Stickstoffdepositionen auf die Elementgehalte denkbar.

Da die Depositionsmodellierung aus Kapitel 7 vorwiegend zur Abschätzung der Einträge von basischen Kationen durchgeführt wurde und bei der Abschätzung der Stickstoffeinträge noch methodische Unsicherheiten bestehen (vgl. Kapitel 7), wurde für die Auswertung auf die Stickstoffdeposition nach Schaap et al. (2015) zurückgegriffen. Vereinfacht wurde allen Standorten die im Datensatz hinterlegte Deposition für Nadelwälder zugeordnet, da die Unterschiede zwischen den Landnutzungsklassen für Wald bei den Depositionsmodellierungen nach Schaap et al. (2015) im Vergleich zu den anderen Fehlerquellen als äußerst gering einzustufen sind (Höhle et al. 2016).

3.2.2 Statistische Methoden

Die Gesamtheit der zur Verfügung stehenden Daten stammt aus vielen (12) einzelnen Projekten. Diese Projekte wurden zumeist in bestimmten Großregionen durchgeführt, hatten jeweils bestimmte Baumarten im Fokus und die Proben wurden in unterschiedlichen Laboren analysiert. Dadurch ist eine gewisse räumliche Heterogenität der Daten bedingt, wobei gerade die Wechselwirkungen solcher Varianzursachen nur sehr schwer mit statistischen Modellen abzubilden sind.

Das Versuchsdesign der einzelnen Projekte bedingt, dass auf vielen Einzelflächen (ca. 450) jeweils eine geringe Anzahl von Bäumen (1–5), teilweise verschiedener Baumarten, untersucht wird. Wie Voruntersuchungen anhand gemischter Modelle zeigten, erzeugten die Unterschiede zwischen und Ähnlichkeiten innerhalb der Untersuchungsflächen eine Intra-klasskorrelation von 0,4 bis 0,6, die für alle Nährelementgehalte relativ ähnlich ist. Ein Ziel der Regressionsverfahren sollte also sein, neben der Untersuchung einzelbaumbezogener Einflussgrößen (Alter, BHD, Höhe) spezielle Standortscharakteristika so abzubilden, dass durch sie ein möglichst großer Anteil dieser unspezifischen Flächenvarianz erklärt wird.

Zu den Verfahren, die bei obigen Erfordernissen mit Erfolg angewendet werden, zählen die verallgemeinerten additiven Modelle (GAM) sowie in neuerer Zeit Maschinenlernverfahren auf der Basis von Klassifikationsbäumen (Boosting). In vorliegender Untersuchung werden sowohl konventionelle GAMs (R-Paket „*mgcv*“, vgl. Wood 2006) als auch ein Boosting-Verfahren (R-Paket „*mboost*“, vgl. Hofner 2011) mittels der Statistikumgebung R (R 3.1.3, R Development Core Team 2014) angewendet. Für ausführliche Anwendungsbeispiele dieser Regressionsverfahren sei auf die Monografie von Zuur et al. (2009) sowie auf Hofner et al. (2012) und Maloney et al. (2012) verwiesen. Einen ersten Überblick über die Beziehungen ergeben die globalen Regressionsmodelle für jedes Nährelement mittels der Funktionen „*bols*“, „*bbs*“, „*bspatial*“ und „*brandom*“ (sog. „base-learner“) aus „*mboost*“:

$$\begin{aligned}
\text{formula} = \text{var} \sim & \text{bols}(\text{INT}, \text{intercept} = F, \text{df} = 1) + \text{bols}(\text{Proj}, \text{intercept} = F, \text{df} = 1) + \\
& \text{bols}(\text{BA_grp}, \text{intercept} = F, \text{df} = 1) + \text{bols}(\text{GRU}, \text{intercept} = F, \text{df} = 1) + \\
& \text{bols}(\text{BS}_{0-30}, \text{intercept} = F) + \text{bbs}(\text{BS}_{0-30}, \text{center} = T, \text{df} = 1, \text{knots} = 20) + \\
& \text{bols}(\text{BS}_{30-60}, \text{intercept} = F) + \text{bbs}(\text{BS}_{30-60}, \text{center} = T, \text{df} = 1, \text{knots} = 20) + \\
& \text{bols}(\text{alt}, \text{intercept} = F) + \text{bbs}(\text{alt}, \text{center} = T, \text{df} = 1, \text{knots} = 20) + \\
& \text{bols}(\text{hoe}, \text{intercept} = F) + \text{bbs}(\text{hoe}, \text{center} = T, \text{df} = 1, \text{knots} = 20) + \\
& \text{bols}(\text{bhd}, \text{intercept} = F) + \text{bbs}(\text{bhd}, \text{center} = T, \text{df} = 1, \text{knots} = 20) + \\
& \text{brandom}(\text{flid}, \text{df} = 4) + \text{bols}(\text{KalkStao}, \text{intercept} = F, \text{df} = 1) + \\
& \text{bspatial}(x, y, \text{knots} = 12, \text{center} = T, \text{df} = 4, \text{differences} = 1)
\end{aligned} \tag{3.1}$$

Hierbei bezeichnet “var” das jeweilige Nährelement. Für die Wahl der Optionen der base-learner sei auf die Literatur (Hofner 2011) verwiesen. Anhand der Selektionshäufigkeiten der base-learner kann nun ein optimaler Ansatz definiert werden bzw. die Regressoren bezüglich ihrer Relevanz eingeschätzt werden. Insbesondere ist ein Vergleich des Einflusses der Fläche (flid), eines räumlichen Effektes (x,y sind die Koordinaten der Flächen) und der speziellen Projektzugehörigkeit (Proj) mit den Baumarten- und Kompartimentsgruppen (BA_grp, GRU), den Baumvariablen Höhe, Alter und BHD sowie den Standortvariablen BS (BS₀₋₃₀, BS₃₀₋₆₀) und Kalkstandort (KalkStao) möglich.

Zu beachten ist, dass ein Zufallseffekt nur für die Kalibrierungsdaten geschätzt werden kann, und nicht auf die Zielstandorte (hier BWI-Traktecken) übertragbar ist. Deswegen und um die möglichen Wechselwirkungen der Einflussgrößen zu vermindern, werden im zweiten Schritt Regressionen innerhalb der von der Kreuzklassifikation Baumart*Kompartimentsgruppe gebildeten Teilmengen der Gesamtstichprobe berechnet. Bei diesen Regressionsmodellen werden nur die fixen Einflussgrößen verwendet und ein Mindeststichprobenumfang von n = 40 vorausgesetzt. Es werden konventionelle GAMs angepasst, wobei durch eine geeignete Wahl des Parameters k der Glättungsgrad der einzelnen Komponenten möglichst niedrig gehalten und gleichzeitig eine Variablenselektion durchgeführt wird. Für diese Regressionsbeziehungen in den Untergruppen der Baumarten und Kompartimente werden folgende GAM-Ansätze verwendet:

$$\begin{aligned}
\text{formula} = \text{var} \sim & s(\text{Alter}, \text{bs} = "cs", k = 3) + \\
& s(\text{BHD}, \text{bs} = "cs", k = 3) + \\
& s(\text{Hoehe}, \text{bs} = "cs", k = 3) + \\
& s(\text{BS}_{\text{max}}, \text{bs} = "cs", k = 3) + \\
& s(\text{N}_{\text{dep}}, \text{bs} = "cs", k = 3)
\end{aligned} \tag{3.2}$$

Im Vergleich zum mboost-Modell wird hier zusätzlich geprüft, welchen Einfluss die modellierte Stickstoffdeposition (N_{dep}) hat. Hinsichtlich der BS wird einheitlich BS_{max} verwendet, da sich in statistischen Vorversuchen gezeigt hat, dass dieser Kennwert in den allermeisten Fällen bessere Ergebnisse als BS_{mean} oder eine schichtweise Betrachtung der BS liefert.

Diese Ansätze werden jeweils mit den Optionen “select = T, method = REML“ gerechnet. Nach Weglassen der nichtsignifikanten Einflussgrößen werden die Modelle neu parametrisiert.

Bei Baumarten und Kompartimenten mit sehr kleinem Stichprobenumfang ist es nicht möglich, Zusammenhänge zwischen den Standortvariablen und den Nährelementgehalten zu identifizieren; deshalb wird in diesen Fällen der Elementgehalt durch einen Mittelwert beschrieben (vgl. Tab. 3.3 und Tab. 3.4).

Die statistische Analyse der gemessenen bodenchemischen Daten wird hier nicht aufgeführt, da es aufgrund der inhomogenen Datenlage schwierig war, belastbare Modelle zu parametrisieren.

3.3 Ergebnisse

3.3.1 Elementgehalte in Baumkompartimenten

Hinsichtlich der Gehalte der Hauptnährelemente lassen sich die Kompartimente in der folgenden Rangfolge gruppieren: Bei allen Elementen und Baumarten sind die Gehalte im Derbholz sowie im Nichtderbholz (inklusive Rinde) am geringsten. In der Regel folgen auf die Äste die Elementgehalte in Nadeln und in der separat beprobten Derbholzrinde. Die Nährelementgehalte in der Rinde sind bis zu 30-fach (Ca^{2+}) höher als im Holz. Dies führt auch dazu, dass der Nährelementvorrat (mit Ausnahme von Kohlenstoff) mit dem Rindenanteil ansteigt. In den Abb. 3.2 bis Abb. 3.4 sind die Calcium-, Magnesium- und Kaliumgehalte in den verschiedenen Kompartimenten der untersuchten Baumarten aufgeführt.

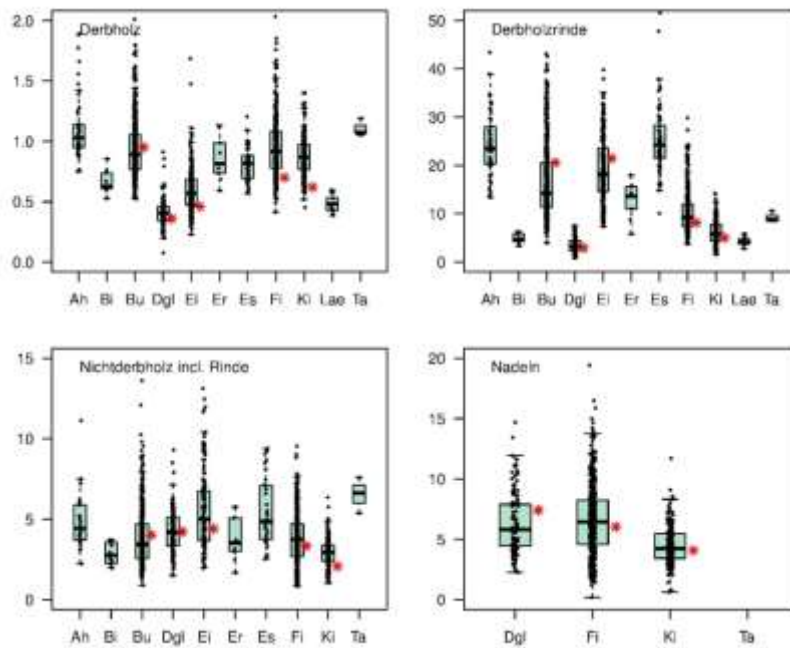


Abb. 3.2: Calciumgehalte [g kg^{-1}] je Kompartiment und Baumart (Ah = Ahorn; Bi = Birke; Bu = Buche; Dgl = Douglasie; Ei = Eiche; Er = Erle; Es = Esche; Fi = Fichte; Ki = Kiefer; Lae = Lärche; Ta = Tanne), *: Mittelwerte nach Jakobsen et al. (2003).

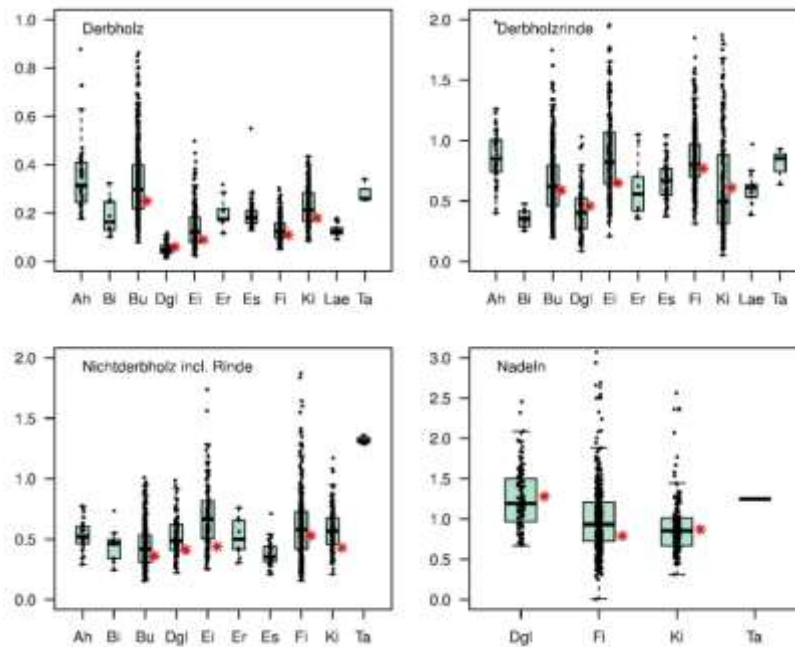


Abb. 3.3: Magnesiumgehalte [g kg^{-1}] je Kompartiment und Baumart, Erläuterungen s. Abb. 3.2.

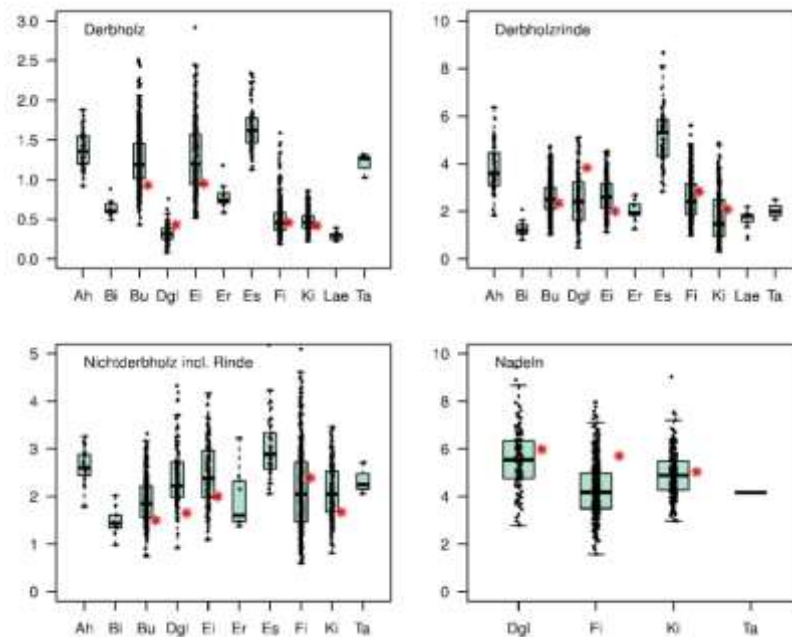


Abb. 3.4: Kaliumgehalte [g kg^{-1}] je Kompartiment und Baumart, Erläuterungen s. Abb. 3.2.

Beim Vergleich der Elementgehalte verschiedener Baumarten zeigt sich, dass die Reihung der Arten sich je nach betrachtetem Kompartiment unterscheidet. Dies gilt für alle gezeigten Elemente. Gegenüber der Untersuchung von Jacobsen et al. (2003) wurden mittlere Calcium-, Magnesium- und Kaliumgehalte der Baumarten Buche, Eiche, Fichte und Kiefer in vergleichbarer Größenordnung gefunden. Im Derbholz und den Ästen lagen sie über den Mittelwerten von Jacobsen et al. (2003). Die Streuung der Daten ist teilweise beträchtlich, was die Notwendigkeit der Berücksichtigung von standörtlichen Einflussfaktoren bei der Herleitung von Elementgehalten in Biomassekompartimenten verdeutlicht. Die deskriptive Statistik getrennt nach Baumart und Kompartimenten ist im Folgenden in den Tab. 3.2 bis Tab. 3.6 aufgeführt.

Tab. 3.2: Statistische Kennwerte (Mittelwert (MW), Standardabweichung (SD), 25. Perzentil (P25), 50. Perzentil (P50) und 75. Perzentil (P75)) der Nährelementgehalte [g kg⁻¹] in Baumkompartimenten von Buche und Eiche.

Baumart	Kompartiment	Element	Anzahl	MW	SD	P25	P50	P75
Buche	Derbholz	C	360	479,546	10,679	470,46	477,581	488,661
		Ca	711	0,948	0,329	0,768	0,892	1,055
		K	713	1,241	0,338	1,010	1,192	1,453
		Mg	713	0,328	0,157	0,218	0,298	0,399
		N	529	1,335	0,405	1,050	1,230	1,539
		P	529	0,105	0,04	0,076	0,097	0,124
		S	360	0,102	0,023	0,088	0,098	0,112
	Derbholzrinde	C	354	474,14	16,099	463,668	473,152	484,962
		Ca	708	16,684	7,507	11,368	14,284	20,523
		K	707	2,584	0,666	2,114	2,495	2,993
		Mg	708	0,650	0,251	0,459	0,620	0,796
		N	523	7,227	1,493	6,173	7,080	8,009
		P	524	0,472	0,137	0,378	0,454	0,544
		S	355	0,422	0,082	0,365	0,413	0,474
	Nichtderbholz (inkl. Rinde)	C	260	475,475	14,32	463,915	472,504	489,566
		Ca	444	3,921	1,979	2,566	3,432	4,714
		K	444	1,908	0,454	1,569	1,849	2,212
		Mg	444	0,440	0,167	0,308	0,417	0,532
		N	444	4,601	1,109	3,828	4,406	5,16
		P	444	0,444	0,173	0,319	0,424	0,532
		S	340	0,378	0,176	0,257	0,316	0,451
Eiche	Derbholz	C	104	485,629	16,028	474,854	488,242	497,45
		Ca	290	0,596	0,183	0,476	0,57	0,686
		K	291	1,279	0,454	0,935	1,203	1,574
		Mg	291	0,139	0,080	0,080	0,123	0,182
		N	196	1,752	0,467	1,424	1,650	2,040
		P	194	0,125	0,063	0,084	0,118	0,148
		S	104	0,123	0,028	0,104	0,121	0,139
	Derbholzrinde	C	88	491,014	17,87	482,489	496,475	503,604
		Ca	277	19,461	6,673	14,6	18,15	23,577
		K	277	2,695	0,731	2,133	2,600	3,170
		Mg	277	0,897	0,370	0,644	0,82	1,070
		N	182	6,507	1,028	5,782	6,448	7,200
		P	182	0,389	0,110	0,31	0,368	0,454
		S	89	0,545	0,143	0,456	0,525	0,608
	Nichtderbholz (inkl. Rinde)	C	55	486,188	16,189	472,736	491,704	497,327
		Ca	150	5,577	2,438	3,688	5,010	6,741
		K	150	2,465	0,648	1,985	2,382	2,961
		Mg	150	0,688	0,256	0,503	0,665	0,813
		N	150	6,209	1,214	5,348	6,127	7,074
		P	150	0,545	0,187	0,399	0,522	0,642
		S	120	0,581	0,209	0,392	0,632	0,738

Tab. 3.3: Statistische Kennwerte (Mittelwert (MW), Standardabweichung (SD), 25. Perzentil (P25), 50. Perzentil (P50) und 75. Perzentil (P75)) der Nährelementgehalte [g kg⁻¹] in Baumkompartimenten von Esche und Ahorn.

Baumart	Kompartiment	Element	Anzahl	MW	SD	P25	P50	P75
Esche	Derbholz	C	74	493,528	4,674	491,206	493,548	495,587
		Ca	74	0,814	0,131	0,694	0,818	0,885
		K	74	1,660	0,28	1,470	1,620	1,775
		Mg	74	0,191	0,056	0,159	0,182	0,209
		N	74	1,438	0,24	1,319	1,413	1,518
		P	74	0,092	0,03	0,072	0,083	0,101
		S	74	0,112	0,03	0,099	0,109	0,119
	Derbholzrinde	C	74	477,813	9,827	474,216	480,476	483,991
		Ca	74	25,298	6,871	21,542	24,231	28,25
		K	74	5,220	1,265	4,302	5,301	5,84
		Mg	74	0,668	0,154	0,551	0,669	0,77
		N	74	5,348	0,613	4,961	5,27	5,625
		P	74	0,295	0,059	0,251	0,285	0,336
		S	74	0,474	0,063	0,434	0,47	0,504
	Nichtderbholz (inkl. Rinde)	C	37	492,349	5,251	489,678	492,505	495,476
		Ca	37	5,401	2,136	3,741	4,848	7,097
		K	37	3,024	0,65	2,582	2,885	3,334
		Mg	37	0,384	0,105	0,313	0,357	0,442
		N	37	3,721	0,959	3,030	3,502	4,213
		P	37	0,300	0,104	0,211	0,295	0,346
		S	37	0,311	0,085	0,253	0,288	0,372
Ahorn	Derbholz	C	53	495,781	7,831	495,042	496,795	499,761
		Ca	53	1,120	0,296	0,947	1,027	1,140
		K	53	1,386	0,222	1,201	1,354	1,551
		Mg	53	0,361	0,179	0,246	0,316	0,410
		N	53	1,465	0,167	1,348	1,437	1,598
		P	53	0,112	0,019	0,099	0,112	0,123
		S	53	0,121	0,023	0,107	0,115	0,131
	Derbholzrinde	C	53	474,543	10,322	468,668	475,563	481,736
		Ca	53	24,467	6,631	20,318	23,519	28,044
		K	53	3,761	0,981	3,084	3,583	4,461
		Mg	53	0,906	0,301	0,741	0,851	1,008
		N	53	7,729	1,53	6,621	7,611	8,455
		P	53	0,575	0,134	0,474	0,589	0,646
		S	53	0,769	0,142	0,679	0,759	0,853
	Nichtderbholz (inkl. Rinde)	C	25	493,699	4,176	491,798	492,817	495,638
		Ca	25	4,878	1,834	3,709	4,429	5,877
		K	25	2,620	0,372	2,437	2,600	2,885
		Mg	25	0,535	0,126	0,462	0,522	0,607
		N	25	4,278	0,965	3,667	4,225	5,224
		P	25	0,398	0,106	0,326	0,413	0,439
		S	25	0,341	0,073	0,288	0,338	0,397

Tab. 3.4: Statistische Kennwerte (Mittelwert (MW), Standardabweichung (SD), 25. Perzentil (P25), 50. Perzentil (P50) und 75. Perzentil (P75)) der Nährelementgehalte [g kg⁻¹] in Baumkompartimenten von Birke und Erle.

Baumart	Kompartiment	Element	Anzahl	MW	SD	P25	P50	P75
Birke	Derbholz	C	10	495,043	2,826	493,088	495,24	496,95
		Ca	10	0,662	0,096	0,611	0,627	0,721
		K	10	0,634	0,109	0,586	0,597	0,673
		Mg	10	0,189	0,075	0,132	0,164	0,247
		N	10	1,828	0,258	1,569	1,829	1,989
		P	10	0,115	0,03	0,093	0,108	0,124
		S	10	0,084	0,01	0,078	0,087	0,089
	Derbholzrinde	C	10	550,368	11,091	543,808	547,332	552,436
		Ca	10	4,941	1,046	4,287	4,730	5,835
		K	10	1,277	0,362	1,061	1,193	1,392
		Mg	10	0,36	0,073	0,301	0,354	0,415
		N	10	6,131	0,922	5,199	6,494	6,848
		P	10	0,323	0,087	0,245	0,322	0,398
		S	10	0,313	0,041	0,275	0,327	0,347
	Nichtderbholz (inkl. Rinde)	C	10	513,538	4,458	510,07	513,801	515,117
		Ca	10	2,872	0,671	2,302	2,751	3,509
		K	10	1,483	0,294	1,343	1,437	1,608
		Mg	10	0,455	0,137	0,37	0,464	0,494
		N	10	6,057	1,46	4,957	5,683	6,839
		P	10	0,493	0,155	0,391	0,446	0,545
		S	10	0,313	0,09	0,255	0,281	0,356
Erle	Derbholz	C	9	500,699	3,786	498,878	499,852	500,796
		Ca	9	0,86	0,189	0,735	0,814	0,986
		K	9	0,793	0,174	0,706	0,742	0,832
		Mg	9	0,203	0,063	0,17	0,175	0,218
		N	9	2,475	0,411	2,16	2,448	2,79
		P	9	0,159	0,057	0,113	0,144	0,193
		S	9	0,15	0,02	0,143	0,149	0,161
	Derbholzrinde	C	9	536,419	6,01	533,014	535,966	539,508
		Ca	9	12,667	3,844	11	13,633	15,552
		K	9	2,036	0,447	1,834	1,945	2,299
		Mg	9	0,615	0,26	0,42	0,558	0,703
		N	9	11,028	1,024	10,129	11,024	11,889
		P	9	0,416	0,117	0,33	0,432	0,474
		S	9	0,652	0,075	0,622	0,652	0,684
	Nichtderbholz (inkl. Rinde)	C	9	513,203	5,62	509,786	512,439	516,972
		Ca	9	3,791	1,434	3,005	3,527	5,072
		K	9	1,945	0,631	1,465	1,606	2,329
		Mg	9	0,516	0,158	0,415	0,499	0,655
		N	9	7,214	2,696	5,33	5,696	8,145
		P	9	0,544	0,299	0,308	0,368	0,621
		S	9	0,42	0,162	0,305	0,336	0,477

Tab. 3.5: Statistische Kennwerte (Mittelwert (MW), Standardabweichung (SD), 25. Perzentil (P25), 50. Perzentil (P50) und 75. Perzentil (P75)) der Nährelementgehalte [g kg⁻¹] in Baumkompartimenten von Fichte und Kiefer.

Baumart	Kompartiment	Element	Anzahl	MW	SD	25P	P50	P75
Fichte	Derbholz	C	336	483,063	12,921	474,548	480,205	486,735
		Ca	438	0,954	0,254	0,78	0,916	1,081
		K	438	0,504	0,206	0,367	0,455	0,585
		Mg	438	0,132	0,043	0,099	0,125	0,158
		N	337	0,812	0,527	0,49	0,682	1,008
		P	336	0,067	0,042	0,038	0,054	0,083
		S	336	0,063	0,022	0,05	0,057	0,07
	Derbholzrinde	C	337	484,998	17,729	474,716	482,5	493,11
		Ca	439	10,13	4,032	7,355	9,191	11,998
		K	439	2,57	0,901	1,88	2,41	3,165
		Mg	439	0,848	0,241	0,703	0,805	0,973
		N	338	4,84	1,104	4,048	4,743	5,545
		P	338	0,521	0,155	0,407	0,519	0,62
		S	337	0,39	0,068	0,346	0,384	0,432
	Nichtderbholz (inkl. Rinde)	C	331	489,575	15,346	479,854	486,086	494,752
		Ca	430	3,808	1,607	2,694	3,745	4,699
		K	430	2,175	0,956	1,467	2,048	2,727
		Mg	430	0,599	0,273	0,416	0,579	0,727
		N	430	4,343	1,746	3,245	4,385	5,506
		P	430	0,497	0,212	0,349	0,484	0,609
		S	401	0,352	0,134	0,273	0,354	0,437
Nadeln	C	339	491,612	13,223	483,645	488,571	498,407	
	Ca	439	6,627	2,894	4,563	6,443	8,245	
	K	438	4,309	1,142	3,491	4,172	4,975	
	Mg	439	1,019	0,492	0,726	0,934	1,209	
	N	439	12,978	1,821	11,772	12,804	14,165	
	P	437	1,11	0,256	0,932	1,084	1,25	
	S	409	0,913	0,133	0,827	0,914	0,996	
Kiefer	Derbholz	C	191	483,211	18,593	470,166	477,014	485,685
		Ca	345	0,877	0,155	0,768	0,868	0,976
		K	345	0,484	0,124	0,393	0,461	0,549
		Mg	345	0,228	0,078	0,168	0,214	0,283
		N	263	0,794	0,274	0,578	0,73	0,987
		P	263	0,064	0,019	0,053	0,063	0,074
		S	191	0,063	0,012	0,055	0,062	0,07
	Derbholzrinde	C	110	509,738	18,636	498,213	509,138	521,369
		Ca	262	6,224	2,377	4,439	5,803	7,776
		K	262	1,76	1,032	0,945	1,469	2,487
		Mg	262	0,637	0,434	0,315	0,497	0,883
		N	180	4,339	1,383	3,542	4,245	5,349
		P	180	0,425	0,21	0,259	0,393	0,567
		S	110	0,329	0,087	0,278	0,333	0,383
	Nichtderbholz (inkl. Rinde)	C	105	499,671	14,625	490,445	493,912	512,041
		Ca	185	2,937	0,841	2,407	2,937	3,399
		K	184	2,092	0,558	1,673	2,045	2,531
		Mg	185	0,568	0,168	0,455	0,567	0,674
		N	185	4,058	1,154	3,187	3,997	4,855
		P	185	0,429	0,147	0,318	0,437	0,536
		S	155	0,543	0,34	0,281	0,39	0,919
Nadeln	C	107	507,683	14,777	496,504	501,688	516,19	
	Ca	187	4,48	1,602	3,425	4,23	5,458	
	K	186	4,916	0,987	4,271	4,884	5,478	
	Mg	187	0,9	0,35	0,666	0,855	1,012	
	N	186	15,201	2,068	13,675	15,108	16,624	
	P	186	1,335	0,296	1,142	1,308	1,51	
	S	157	1,103	0,182	0,999	1,088	1,186	

Tab. 3.6: Statistische Kennwerte (Mittelwert (MW), Standardabweichung (SD), 25. Perzentil (P25), 50. Perzentil (P50) und 75. Perzentil (P75)) der Nährelementgehalte [g kg⁻¹] in Baumkompartimenten von Douglasie.

Baumart	Kompartiment	Element	Anzahl	MW	SD	P25	P50	P75
Douglasie	Derbholz	C	53	475,935	13,576	469,438	471,117	474,086
		Ca	118	0,411	0,121	0,344	0,406	0,462
		K	118	0,320	0,107	0,247	0,316	0,384
		Mg	118	0,053	0,024	0,035	0,048	0,066
		N	53	0,701	0,253	0,552	0,632	0,798
		P	53	0,057	0,014	0,047	0,055	0,063
		S	53	0,060	0,008	0,055	0,060	0,065
	Derbholzrinde	C	53	504,2	22,98	486,683	504,388	519,438
		Ca	118	3,521	1,556	2,403	3,264	4,469
		K	118	2,492	1,091	1,657	2,396	3,212
		Mg	118	0,417	0,191	0,272	0,403	0,525
		N	53	3,910	1,020	2,996	3,767	4,779
		P	53	0,490	0,232	0,316	0,440	0,637
		S	53	0,330	0,071	0,279	0,329	0,389
	Nichtderbholz (inkl. Rinde)	C	52	486,506	12,965	479,581	481,257	484,423
		Ca	117	4,232	1,403	3,338	4,184	5,101
		K	117	2,432	0,716	1,984	2,226	2,719
		Mg	117	0,521	0,159	0,41	0,486	0,622
		N	117	4,203	1,070	3,414	4,048	4,954
		P	117	0,527	0,153	0,405	0,505	0,635
		S	97	0,593	0,297	0,324	0,415	0,880
	Nadeln	C	53	497,518	13,978	489,56	494,533	499,273
		Ca	118	6,316	2,559	4,473	5,811	7,888
		K	118	5,552	1,260	4,774	5,544	6,334
		Mg	118	1,255	0,362	0,976	1,191	1,498
		N	118	15,166	2,450	13,326	14,719	16,584
		P	118	1,120	0,294	0,924	1,131	1,332
S		98	1,194	0,212	1,026	1,163	1,330	

3.3.2 Biometrische Modelle zur Schätzung von Elementgehalten

Tab. 3.7 zeigt die Ergebnisse des Boosting-Verfahrens. Angegeben sind die Selektionshäufigkeiten der untersuchten Variablen. Es wird dadurch die Bedeutung unterschiedlicher Parameter ersichtlich. Im Modell werden das Kompartiment, die Baumart, BHD, Höhe, Alter, die BS₀₋₃₀ und BS₃₀₋₆₀, die Differenzierung Kalk-/Nichtkalkstandort, die Flächen-ID sowie räumliche Effekte (spat) berücksichtigt. Bei BHD, Höhe, Alter und der BS werden lineare und nichtlineare Einflüsse in das Modell mit aufgenommen. Insgesamt zeigen sich recht hohe Bestimmtheitsmaße ($R^2 > 0,78$).

Den größten Einfluss haben die Flächen-ID und das Kompartiment, gefolgt von der Baumart. Die Selektionshäufigkeiten der Baumparameter BHD, Höhe und Alter sowie der BS und der Differenzierung Kalk-/Nichtkalkstandort sind deutlich geringer.

Neben den Flächeneinflüssen zeigen sich auch großräumige Abhängigkeiten und Projektunterschiede. Im Vergleich dazu sind die Einflüsse der baumspezifischen Parameter sowie die bestimmten bzw. modellierten Flächenparameter eher gering und relativ unsystematisch verteilt. Deutliche Unterschiede zwischen den Baumarten und Kompartimenten sind zu erkennen.

Tab. 3.7: Schätzung der Elementgehalte in den Kompartimenten der untersuchten Bäume (mboost-Verfahren). l: linear; nl: nicht linear, spat: räumliche Effekte, R²: Bestimmtheitsmaß.

Element	FL_ID	Projekt	Kompartiment	Baumart	Alter <i>l</i>	Alter <i>nl</i>	Höhe <i>l</i>	Höhe <i>nl</i>
Ca	0,6284		0,2110	0,0947	0,0028			
Mg	0,7281		0,1759	0,0087		0,0017	0,0011	0,0023
K	0,6338	0,0164	0,1901	0,0742	0,0014	0,0084		0,0054
C	0,8632	0,0038	0,0624	0,0296		0,0012		0,0028
N	0,6265		0,2489	0,0542		0,0013	0,0013	
P	0,7244	0,0126	0,1970		0,0016	0,0018	0,0004	0,0018
S	0,6302	0,0046	0,2112	0,0706				

Element	BHD <i>l</i>	BHD <i>nl</i>	BS ₀₋₃₀ <i>l</i>	BS ₀₋₃₀ <i>nl</i>	BS ₃₀₋₆₀ <i>l</i>	BS ₃₀₋₆₀ <i>nl</i>	Kalk	spat	R ²
Ca				0,0003	0,004	0,0045	0,0017	0,0093	0,7147
Mg			0,0006	0,0013			0,0002	0,0389	0,6610
K		0,0044	0,0006		0,001			0,0296	0,7888
C		0,0062			0,0006		0,0004	0,0298	0,6855
N	0,0013						0,0004	0,0168	0,9180
P	0,0004						0,0004	0,0124	0,8669
S			0,0004		0,0004			0,0434	0,8996

In Abb. 3.5 ist das graphische Ergebnis der Schätzung der Ca-Gehalte dargestellt. Sind lineare und nicht lineare Effekte signifikant, ist die resultierende Kurve rot gekennzeichnet. Die Rindenkompimente weisen höhere Werte auf, ebenso die Laubbaumarten (Eiche, Buche, Esche und Ahorn sowie Birke und Erle) im Vergleich zu den Nadelbaumarten (Fichte, Kiefer, Douglasie). Bei Alter und BS₃₀₋₆₀ sind positive Zusammenhänge zu erkennen.

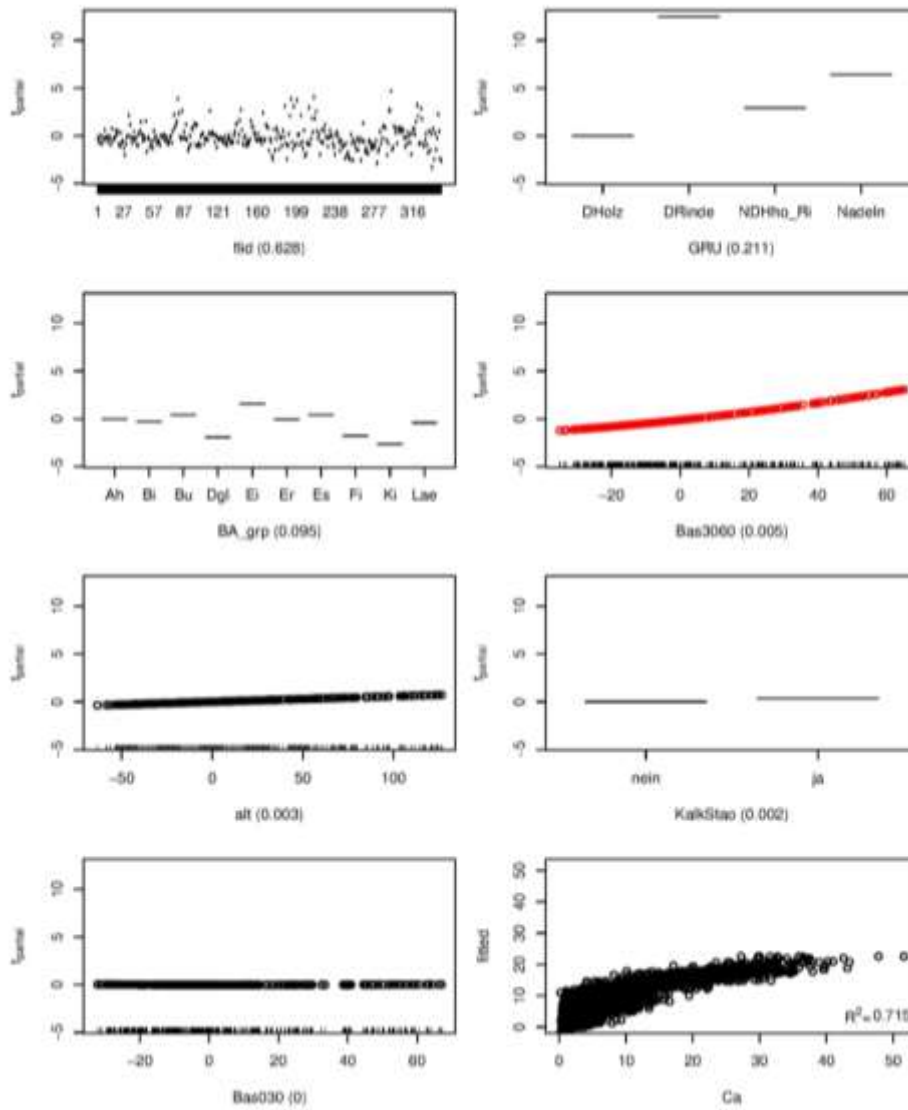


Abb. 3.5: Schätzung der Calciumgehalte [g kg^{-1}] mit `mBoost_gesamt` (sind lineare und nicht lineare Effekte signifikant, ist die resultierende Kurve rot gekennzeichnet).

In Abb. 3.6 sind die räumlichen Effekte dargestellt und die Probenahmeorte eingezeichnet. Erhöhte Werte (weiß) zeigen sich in der Region „Göttinger Wald“; dort ist das geologische Ausgangssubstrat Muschelkalk.

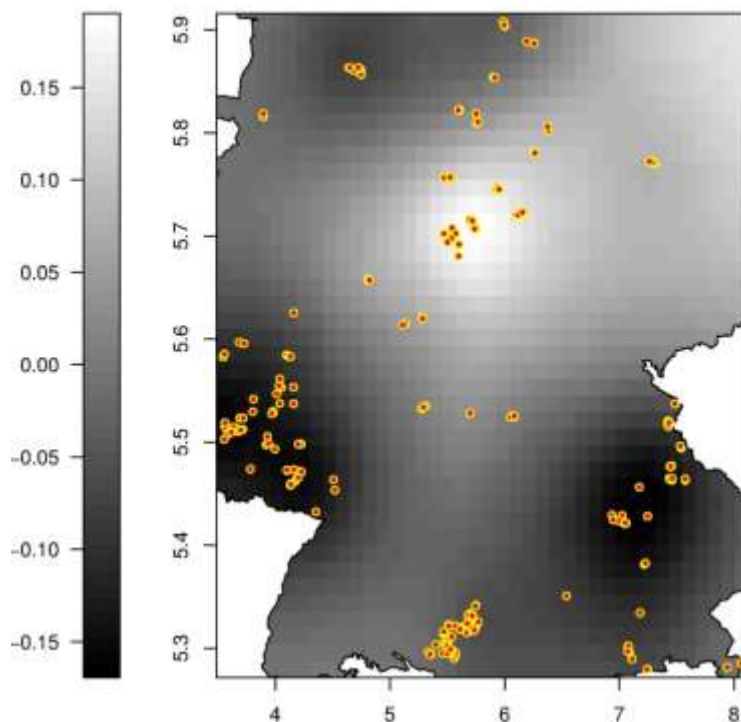


Abb. 3.6: Schätzung der räumlichen Effekte der Calciumgehalte [g kg^{-1}] mit `mBoost_gesamt`.

In den Tab. 3.8 bis Tab. 3.10 sind die Ergebnisse der GAMs für die Elementgehaltschätzungen in Baumkompartimenten für die Baumarten Buche, Eiche, Fichte, Kiefer und Douglasie aufgeführt. Es werden je Kompartiment und Element Überschreitungswahrscheinlichkeiten für die im Ansatz signifikant verbliebenen Regressoren sowie die adjustierten Bestimmtheitsmaße ($R^2_{\text{adj.}}$) angegeben. Bei den Baumarten Buche, Eiche, Fichte und Kiefer sind die Parameter Brusthöhendurchmesser (BHD) [mm], Baumhöhe [cm], Alter [a], der Koeffizient BHD/Alter [mm a^{-1}], die maximale Basensättigung (BS_{max}) [%] am Probenahmeort sowie die Stickstoffdeposition (N_{dep}) [$\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$] in die Berechnung mit aufgenommen worden. Bei der Douglasie wird N_{dep} aufgrund der geringen Stichprobengröße und der ungünstigen räumlichen Verteilung nicht im Modell berücksichtigt. Für Esche, Ahorn, Erle und Birke wurden aufgrund der geringen Stichprobenumfänge keine GAMs berechnet. Insgesamt ist bei der Interpretation der Ergebnisse zu berücksichtigen, dass es sich um partielle Einflussgrößen handelt und Wechselwirkungen zwischen den Variablen auftreten. Sind z.B. in einem Regressionsmodell Alter und BHD aufgenommen, darf nicht direkt aus einem veränderten Alter auf die jeweilige Veränderung der Elementgehalte geschlossen werden, sondern der jeweilige BHD muss entsprechend berücksichtigt werden. Das $R^2_{\text{adj.}}$

liegt zwischen 0,05 und 0,45. Stärkere Zusammenhänge werden am ehesten in der Derbholzrinde gefunden, so zum Beispiel beim Ca^{2+} der Buche und Mg^{2+} der Eiche. Alter, BHD, Höhe und der Quotient BHD/Alter als Baumparameter haben je Baumart, Kompartiment und Element unterschiedliche Einflüsse. Auch treten sie in verschiedenen Kombinationen auf. BS_{max} zeigt bei den Baumarten Buche, Eiche, Fichte und Kiefer in mehr als zwei Drittel aller Fälle einen signifikanten Einfluss auf die Gehalte der Elemente Ca^{2+} , Mg^{2+} und K^+ . Beim Ca^{2+} ist lediglich im Nichtderbholz der Eiche und in der Derbholzrinde der Kiefer kein signifikanter Einfluss zu erkennen. Bei der Douglasie werden beim Ca^{2+} keine Zusammenhänge gefunden; dagegen bei Mg^{2+} im Derbholz, im Nichtderbholz und in den Nadeln, beim K^+ im Derbholz und in der Derbholzrinde. Die Stickstoffdeposition hat bei Eiche, Fichte und Kiefer in drei Viertel aller Kompartimente und Elemente einen signifikanten Einfluss auf die Elementgehalte. Bei Buche sind es 85 %.

In den Abb. 3.7 und Abb. 3.8 sind exemplarisch Ca^{2+} - und Mg^{2+} -Gehalte im Derbholz, der Derbholzrinde und im Nichtderbholz (inkl. Rinde) der Buche in Abhängigkeit von signifikanten Einflussgrößen graphisch dargestellt. Entsprechende Darstellungen (inkl. Nadeln) für die Fichte zeigen die Abb. 3.9 bis Abb. 3.12 für die Elemente Ca^{2+} , Mg^{2+} und K^+ .

Beim Ca^{2+} ist bei der Buche in allen Kompartimenten ein positiver Effekt mit zunehmender maximaler Basensättigung zu erkennen. Dies gilt auch für die Fichte, bei Eiche und Kiefer, wenn der Einfluss signifikant ist (Eiche und Kiefer ohne Abbildung). Der BHD, die Höhe und das Alter zeigen bei den Baumkompartimenten der Buche Effekte in unterschiedlichen Kombinationen und Richtungen. Insgesamt werden durch die Schätzung bei der Buche Extremwerte im Nichtderbholz nur unzureichend dargestellt.

Im Derbholz, sowie im Nichtderbholz (inkl. Rinde) der Buche zeigen sich auch beim Mg^{2+} positive Effekte der BS_{max} . Mit Zunahme der BS_{max} am Untersuchungsort steigt der Mg-Gehalt in den betreffenden Baumkompartimenten. Auffällig ist in allen Kompartimenten der Buche der negative Einfluss von N_{dep} . Der signifikante Trend des Baumalters ist positiv gerichtet. Die BS_{max} ergibt bei der Fichte im Derbholz, der Derbholzrinde sowie in den Nadeln signifikante Effekte. Insbesondere im Bereich hoher BS_{max} sind diese jedoch negativ. Der signifikante Einfluss von N_{dep} ist im Derbholz positiv, in den übrigen Kompartimenten durchweg negativ. Auch das Baumalter hat in der Derbholzrinde, im Nichtderbholz und in den Nadeln einen negativen Einfluss.

Tab. 3.8: Überschreitungswahrscheinlichkeiten und Bestimmtheitsmaße bei der Schätzung der Elementgehalte [g kg⁻¹] in Baumkompartimenten untersuchter Buchen und Eichen; BHD [mm]; Höhe [m]; Ndep [eq ha⁻¹ a⁻¹] = Stickstoffdeposition; BS_{max} [%] = maximale Basensättigung; R²_{adj.} =adjustiertes Bestimmtheitsmaß.

Baumart	Kompartiment	Element	Alter	BHD	Höhe	BHD/Alter	N _{dep}	BS _{max}	R ² _{adj.}	
Buche	Derbholz	Ca	0,0000	0,0049				0,0000	0,139	
		Mg	0,0000				0,0688	0,0000	0,105	
		K	0,0298	0,0025	0,0487			0,0031	0,0001	0,083
		C		0,0101	0,0421			0,0000	0,0000	0,177
		N	0,0000	0,0518	0,0161			0,0000	0,0004	0,180
		P		0,0000				0,0003		0,058
		S	0,0008				0,0192	0,0066	0,0291	0,078
	Derbholzrinde	Ca		0,0626	0,0000				0,0000	0,451
		Mg	0,0000					0,0000		0,119
		K					0,0000			0,098
		C	0,0024					0,0000	0,0000	0,253
		N		0,0003	0,0000	0,0212			0,0011	0,162
		P	0,0001	0,0000	0,0000	0,0000		0,0000		0,285
		S		0,0000	0,0003	0,0000		0,0000	0,0001	0,215
	Nichtderbholz (inkl. Rinde)	Ca				0,0226		0,0044	0,0000	0,208
		Mg	0,0000					0,0002	0,0000	0,120
		K	0,0000					0,0001	0,0012	0,099
		C					0,0009	0,0002		0,110
N					0,0392	0,0098		0,0086	0,048	
P		0,0000					0,0000		0,122	
S		0,0000	0,0000	0,0014			0,0000	0,0000	0,536	
Eiche	Derbholz	Ca	0,0000		0,0000			0,0067	0,129	
		Mg		0,0001	0,0029	0,0000		0,0029	0,360	
		K			0,0000	0,0000		0,0000	0,334	
		C		0,0000	0,0000	0,0028		0,0000	0,640	
		N		0,0001				0,0000	0,141	
		P		0,0005					0,080	
		S	0,0086						0,093	
	Derbholzrinde	Ca		0,0000				0,0205	0,0004	0,146
		Mg	0,0000		0,0000					0,549
		K			0,0000	0,0021		0,0033		0,285
		C		0,0280	0,0000	0,0177		0,0003	0,0047	0,543
		N		0,0165				0,0000	0,1164	0,167
		P		0,0019	0,0183	0,0024		0,0182		0,372
		S		0,0000						0,249
	Nichtderbholz (inkl. Rinde)	Ca	0,0002	0,0017	0,0006			0,0000		0,216
		Mg	0,0559		0,0085			0,0003		0,347
		K	0,0011					0,0000		0,272
		C		0,0077	0,0039	0,0032		0,0196	0,0003	0,605
N			0,0039	0,0019			0,0001	0,0383	0,231	
P		0,0001					0,0000	0,0090	0,229	
S		0,0064	0,0000	0,0011			0,0000		0,534	

Tab. 3.9: Überschreitungswahrscheinlichkeiten und Bestimmtheitsmaße bei der Schätzung der Elementgehalte [g kg⁻¹] in Baumkompartimenten untersuchter Fichten und Kiefern; BHD [mm]; Höhe [m]; N_{dep} [eq ha⁻¹ a⁻¹] = Stickstoffdeposition; BS_{max} [%] = maximale Basensättigung; R²_{adj.} = adjustiertes Bestimmtheitsmaß.

Baumart	Kompartiment	Element	Alter	BHD	Höhe	BHD/Alter	N _{dep}	BS _{max}	R ² _{adj.}	
Fichte	Derbholz	Ca			0,0171			0,0000	0,082	
		Mg	0,0000		0,0000	0,0000		0,0004	0,117	
		K			0,0000	0,0000	0,0591	0,0050	0,266	
		C	0,0114				0,0000	0,0006	0,177	
		N	0,0000	0,0016					0,147	
		P		0,0042	0,0005	0,0000	0,0000	0,0000	0,282	
		S	0,0053		0,0000	0,0000	0,0232		0,251	
	Derbholzrinde	Ca	0,0348			0,0010	0,0000	0,0000	0,367	
		Mg	0,0000				0,0000	0,0001	0,148	
		K	0,0000	0,0005			0,0000	0,0000	0,412	
		C		0,0000	0,0000		0,0001	0,0049	0,248	
		N	0,0000				0,0000		0,337	
		P	0,0000		0,0104				0,404	
		S	0,0532	0,0542	0,0041	0,0498		0,0029	0,157	
	Nichtderbholz (inkl. Rinde)	Ca	0,0134			0,0000	0,0001	0,0000	0,455	
		Mg				0,0000	0,0100	0,0000	0,0003	0,346
		K	0,0010			0,0000		0,0000	0,0119	0,395
		C						0,0000	0,0001	0,193
		N	0,0004			0,0112	0,0078	0,0000	0,0000	0,224
		P	0,0036			0,0000	0,0042	0,0000		0,314
		S	0,0000			0,0000		0,0000	0,0231	0,401
Nadeln	Ca	0,0002	0,0002	0,0043			0,0000	0,0000	0,270	
	Mg	0,0000	0,0003	0,0000			0,0000	0,0000	0,361	
	K	0,0000					0,0350	0,0000	0,197	
	C						0,0000	0,0020	0,163	
	N						0,0000	0,0000	0,119	
	P		0,0000	0,0000	0,0001	0,0000	0,0000	0,0008	0,165	
	S			0,0012	0,0248	0,0172	0,0034	0,093		
Kiefer	Derbholz	Ca					0,0000	0,0000	0,155	
		Mg		0,0016	0,0009		0,0036		0,087	
		K	0,0000	0,0000	0,0013	0,0000	0,0020	0,0000	0,412	
		C	0,0000	0,0000		0,0005	0,0000	0,0000	0,666	
		N				0,0171	0,0000	0,0000	0,086	
		P		0,0000		0,0000	0,0005		0,270	
		S	0,0088		0,0001	0,0106			0,229	
	Derbholzrinde	Ca	0,0000					0,0000	0,128	
		Mg					0,0006	0,0017	0,131	
		K					0,0000	0,0009	0,166	
		C					0,0000		0,246	
		N	0,0001				0,0000	0,0001	0,391	
		P	0,0000				0,0000	0,0012	0,476	
		S	0,0000				0,0001		0,218	
	Nichtderbholz (inkl. Rinde)	Ca						0,0038	0,039	
		Mg						0,0039	0,246	
		K		0,2190	0,0107		0,0007	0,0095	0,263	
		C	0,0000		0,0007		0,0000	0,0016	0,721	
		N		0,0000					0,127	
		P		0,0000			0,0004		0,218	
		S					0,0000	0,0020	0,487	
Nadeln	Ca						0,0075	0,101		
	Mg			0,0000			0,0110	0,544		
	K					0,0318	0,0018	0,116		
	C	0,0000		0,0537		0,0000		0,736		
	N	0,0005	0,0117			0,0000		0,190		
	P					0,0000	0,0381	0,183		
	S			0,0713				0,027		

Tab. 3.10: Überschreitungswahrscheinlichkeiten und Bestimmtheitsmaße bei der Schätzung der Elementgehalte [g kg⁻¹] in Baumkompartimenten untersuchter Douglasien; BHD [mm]; Höhe [m]; BS_{max} [%] = maximale Basensättigung; R²_{adj.} = adjustiertes Bestimmtheitsmaß.

Baumart	Kompartiment	Element	Alter	BHD	Höhe	BHD/Alter	BS _{max}	R ² _{adj.}	
Douglasie	Derbholz	Ca	0,0000	0,00E+00	0,0000	0,0000	0,0127	0,173	
		Mg					0,0025	0,458	
		K					0,0082	0,311	
		C						0,182	
		N						0,000	
		P					0,0205	0,0012	0,239
		S						0,000	
	Derbholzrinde	Ca	0,0001	0,00E+00	0,0000	0,0000	0,0011	0,267	
		Mg						0,349	
		K						0,454	
		C						0,203	
		N						0,688	
		P						0,206	
		S	0,0038					0,0005	0,271
	Nichtderbholz (inkl. Rinde)	Ca	0,0098	1,00E-04	0,0000	0,0001	0,0015	0,176	
		Mg						0,220	
		K	0,0000					0,183	
		C						0,187	
		N						0,303	
		P						0,191	
S		0,1474	0,0110					0,104	
Nadeln	Ca	0,0164		0,0066	0,0245	0,1018	0,060		
	Mg	0,0077					0,278		
	K	0,0000					0,352		
	C						0,423		
	N						0,000		
	P	0,0000						0,345	
	S	0,0012						0,213	

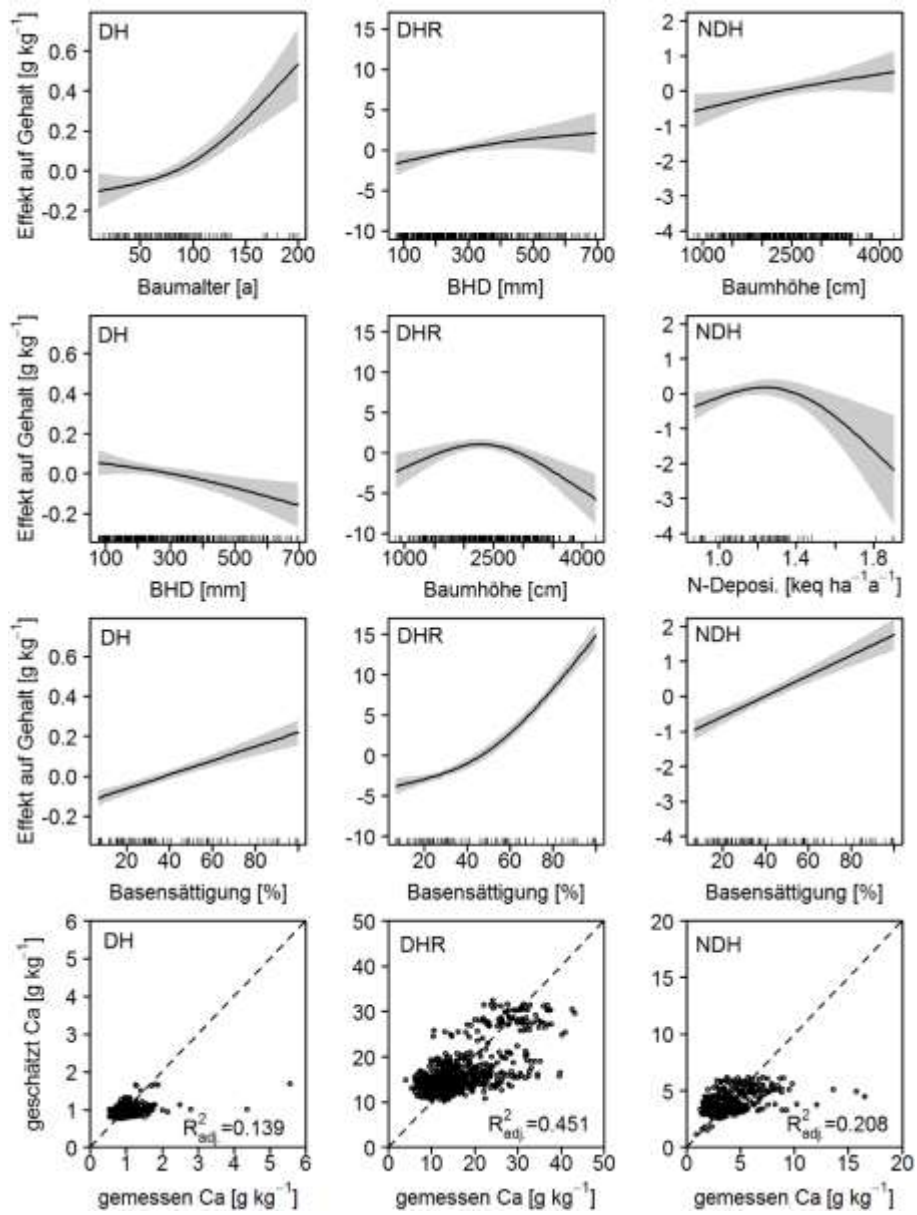


Abb. 3.7: Schätzung der Calciumgehalte [g kg⁻¹] im Derbholz [DH], der Derbholzrinde [DHR] und im Nichtderbholz (inkl. Rinde) [NDH] der Baumart Buche.

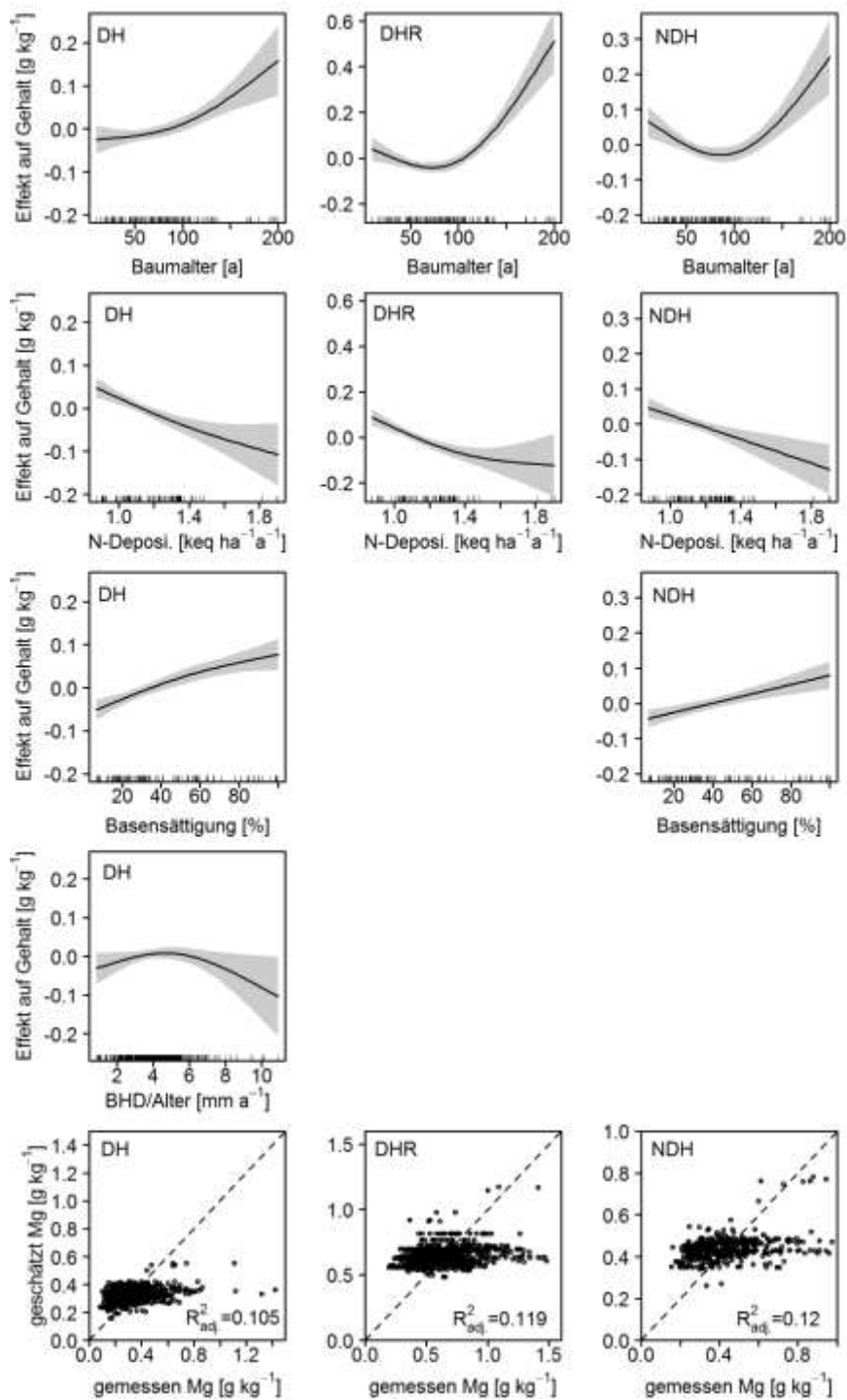


Abb. 3.8: Schätzung der Magnesiumgehalte [g kg⁻¹] im Derbholz [DH], der Derbholzrinde [DHR] und im Nichtderbholz (inkl. Rinde) [NDH] der Baumart Buche.

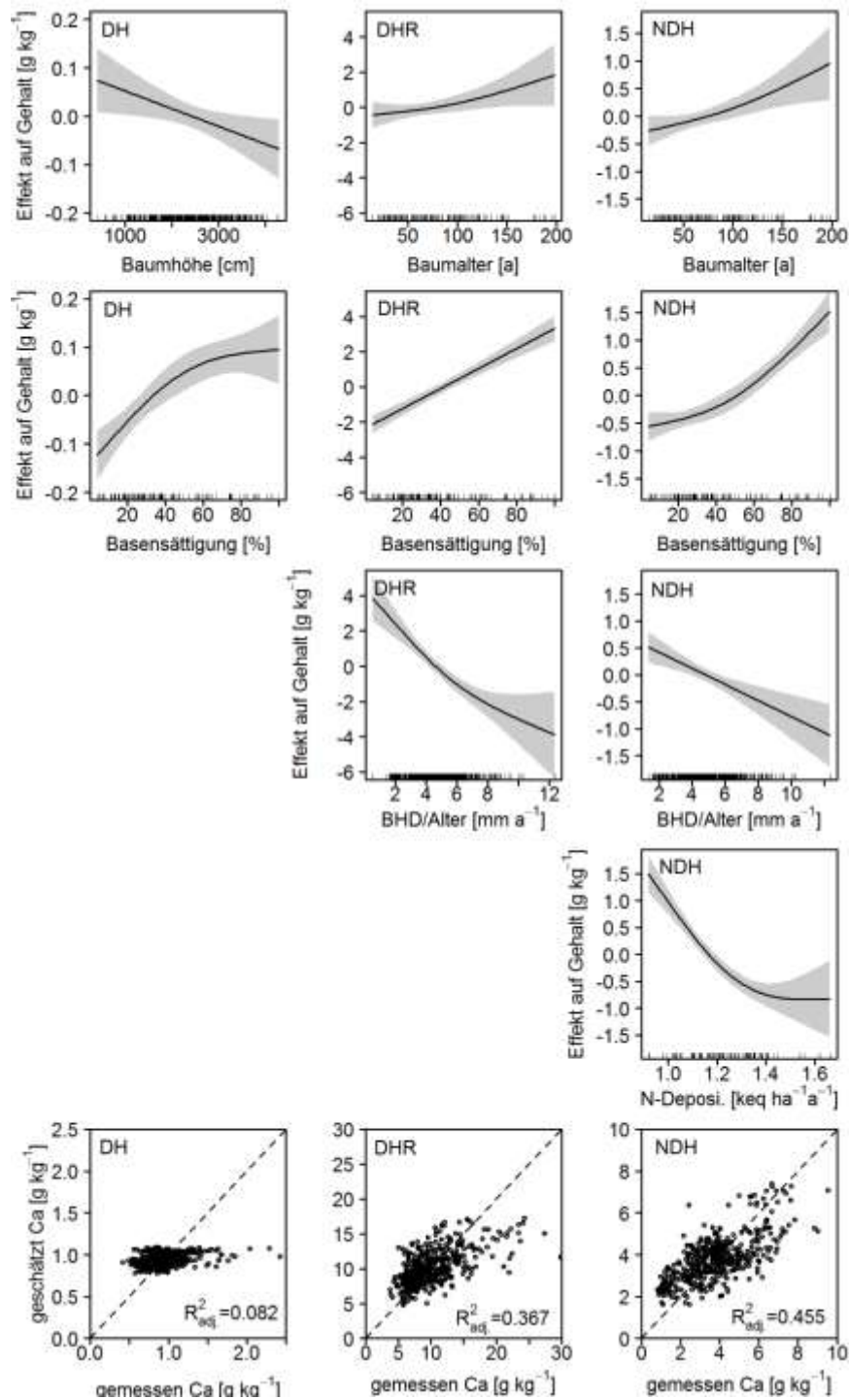


Abb. 3.9: Schätzung der Calciumgehalte [g kg⁻¹] im Derbholz [DH], der Derbholzrinde [DHR] und im Nichtderbholz (inkl. Rinde) [NDH] der Baumart Fichte.

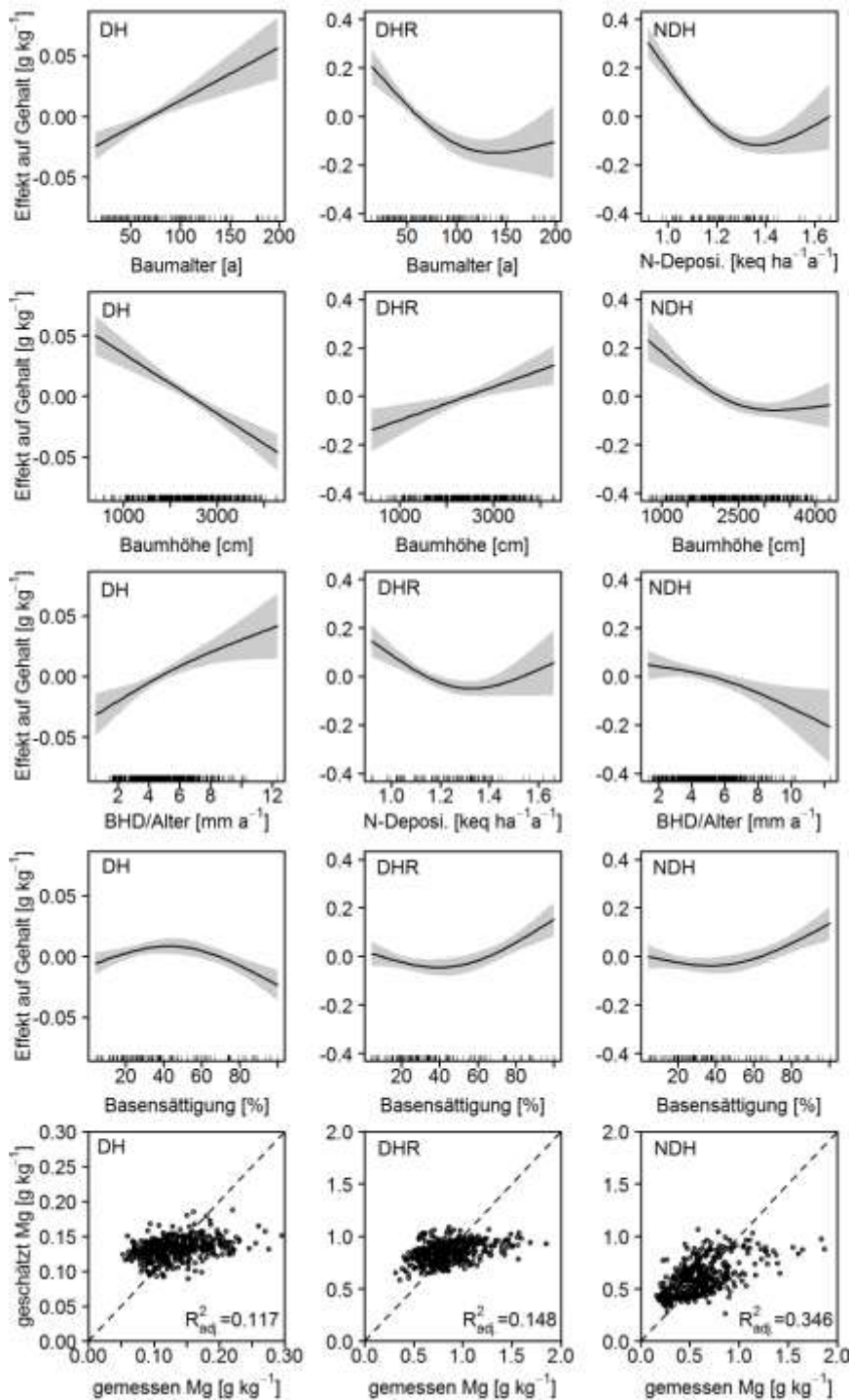


Abb. 3.10: Schätzung der Magnesiumgehalte [g kg⁻¹] im Derbholz [DH], der Derbholzrinde [DHR] und im Nichtderbholz (inkl. Rinde) [NDH] der Baumart Fichte.

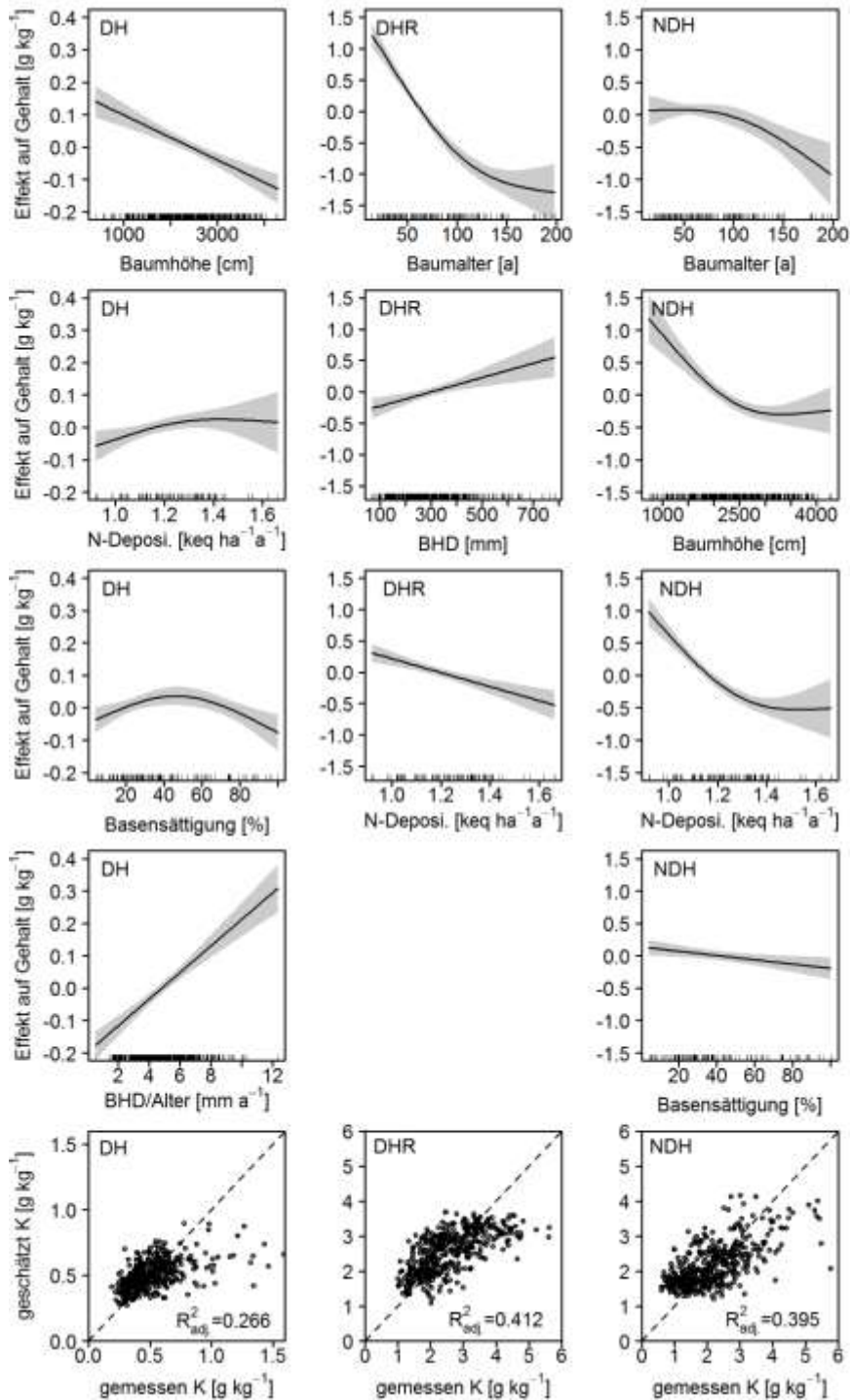


Abb. 3.11: Schätzung der Kaliumgehalte [g kg⁻¹] im Derbholz [DH], der Derbholzrinde [DHR] und im Nichtderbholz (inkl. Rinde) [NDH] der Baumart Fichte.

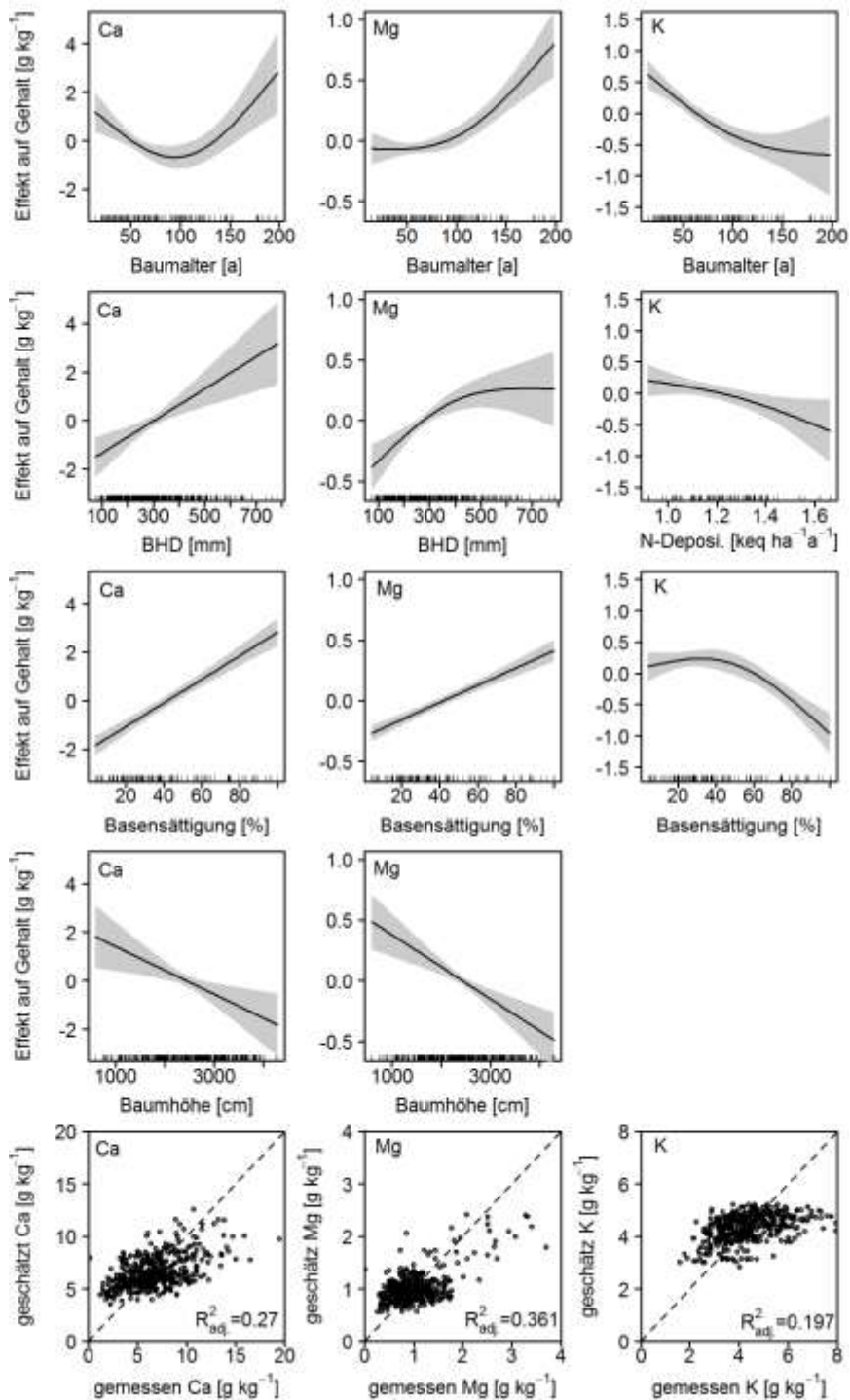


Abb. 3.12: Schätzung der Calcium-, Magnesium- und Kaliumgehalte [g kg⁻¹] in den Nadeln der Baumart Fichte.

3.4 Diskussion und Bewertung

3.4.1 Datenumfang und biometrische Modelle

Insgesamt stellt die im Rahmen dieses Projektes erarbeitete Datenbank eine wesentliche Erweiterung des Stichprobenumfanges dar. In der vorliegenden Studie konnten von 451 Erfassungsorten an 1498 Bäumen in verschiedenen Kompartimenten der Baumarten Buche, Eiche, Esche, Ahorn, Erle, Birke, Fichte, Kiefer, Lärche und Douglasie untersuchte Nährelementgehalte zusammengestellt werden. Dieses ist daher hervorzuheben, da z.B. in der Studie von Jacobsen et al. (2003) einige Baumarten nur mit äußerst geringen Stichprobenumfängen belegt waren (z.B. Douglasie, $n = 7$). Ein weiterer Vorteil liegt darin, dass die berücksichtigten Daten ausschließlich aus Deutschland (dem Untersuchungsgebiet) stammen und nicht wie z.B. bei Jacobsen et al. (2003) viele Daten aus europäischen Nachbarländern und Nordamerika Berücksichtigung fanden. Durch den aktualisierten Datensatz wird auch ein wesentlich größeres Spektrum an Bestandes- und Standortcharakteristika abgedeckt, was sowohl bei der Modellparametrisierung als auch bei deren Gültigkeitsbereich in der Anwendung Vorteile aufweist.

Die Entwicklung der Modelle erfolgte mit allgemeinen regressionsanalytischen Methoden. Vorzugsweise sollten Verfahren verwendet werden, die sowohl lineare als auch nichtlineare Einflüsse abbilden können und die Einbeziehung von zufälligen und räumlichen Effekten ermöglichen. Die Anwendung von Regressionsverfahren auf ökologische Daten mit einer Vielzahl beträchtlich autokorrelierter Variablen kompliziert dabei die Analyse.

Die Ergebnisse des Boosting-Verfahrens zeigen deutliche unspezifische Flächeneinflüsse, aber auch erkennbare großräumige Abhängigkeiten und Projektunterschiede. Diese Ergebnisse deuten auf erhebliche Probleme auf verschiedenen Ebenen (räumlich; verschiedene Projekte) hinsichtlich der verwendeten Datengrundlage hin. Die Einflüsse bedingen sich z.T. gegenseitig und lassen sich häufig inhaltlich schwer interpretieren bzw. separieren. Das bedeutet, dass ein relativ großer Anteil der Varianzen in den Gehalten nicht durch die in der Untersuchung verwendeten Parameter erklärt werden kann und hier weiterer Untersuchungsbedarf besteht. Auch Paré et al. (2013) weisen bei ihrer übergreifenden Auswertung auf Probleme hinsichtlich der Unausgewogenheit ihrer Datenbank hin. Ein weiteres Problem könnte auch die Einbeziehung von Studien aus unterschiedlichen Laboren sein. Die jeweils unterschiedlichen Nachweisgrenzen bei der analytischen Bestimmung der Elementgehalte könnten insbesondere bei sehr nährstoffarmen Kompartimenten zu Unsicherheiten führen. Nach neueren Untersuchungen kann auch der Zeitpunkt der Probenahme innerhalb eines Jahres einen nicht unerheblichen Einfluss auf die Elementgehalte in Baumkompartimenten haben (Ulbricht et al. 2016). Da erhebliche Anstrengungen bei der Homogenisierung der Datengrundlage unternommen wurden, empfiehlt es sich für zukünftige Untersuchungen eine stärkere Standardisierung bei den jeweiligen Probenahmen und Analysen zwischen den Ländern herbeizuführen. Hierfür dürfte durch das Projekt jedoch ein zukunftsweisender Grundstein gelegt worden sein.

In die verallgemeinerten additiven Modelle (GAM) gehen die Parameter Brusthöhen-durchmesser (BHD) [mm], Baumhöhe [cm], Alter [a], der Koeffizient BHD/Alter [mm a^{-1}],

die maximale Basensättigung (BS_{\max}) [%] am Probenahmeort sowie die Stickstoffdeposition (N_{dep}) [$\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$] in die Berechnung ein. Die Modelle wurden für die Baumarten Buche, Eiche, Fichte und Kiefer parametrisiert. Für die anderen Baumarten war der Stichprobenumfang zu gering. Es lassen sich Zusammenhänge zu Baumparametern, BS_{\max} und der N_{dep} statistisch absichern. Insgesamt kann mit diesen Modellen eine deutlich verbesserte bundesweite (da alle notwendigen Eingangsdaten flächenhaft verfügbar sind) Abschätzung von Nährelementgehalten erfolgen.

Nachfolgend werden die einzelnen Effekte und Einflussgrößen auf die Nährelementgehalte intensiver diskutiert. Hierbei ist jedoch zu beachten, dass es sich um partielle Effekte handelt, die nur mit großer Vorsicht interpretiert werden sollten.

3.4.2 Elementgehalte in Abhängigkeit von der Baumart

Erwartungsgemäß liegen beträchtliche Variationen bzgl. der Nährelementgehalte nicht nur zwischen, sondern auch innerhalb der untersuchten Baumarten vor (vgl. Abb. 3.2 bis Abb. 3.4). Die Variationskoeffizienten (VK) für Derbholz liegen je nach Baumart für Ca bei 18–35 %, für Mg bei 34–58 % und für K bei 26–41 %. Werte in einer vergleichbaren Größenordnung ($VK > 30$ %) werden auch von Paré et al. (2013) genannt, sie fanden jedoch bei Ca und P die größten Variabilitäten. Insbesondere auf hohe Unsicherheiten beim Mg weisen auch die Sensitivitätsanalysen von Ahrends et al. (2011) hin. Ein Vergleich der in der vorliegenden Untersuchung verwendeten Nährelementgehalte in Baumkompartimenten mit den Nährelementgehalten anderer Studien (Paré et al. 2013, Jacobsen et al. 2003, Weis et al. 2009, Weis & Göttlein 2012, Pretzsch et al. 2014, Rademacher et al. 2012) ergibt im Wesentlichen eine gute Übereinstimmung. Daten der vier letztgenannten Quellen sind allerdings auch in der vorliegenden Untersuchung verwendet worden. Die gegenüber der Untersuchung von Jacobsen et al. (2003) teilweise höheren mittleren Calcium-, Magnesium- und Kaliumgehalte der Baumarten Buche, Eiche, Fichte und Kiefer können durch unterschiedliche Standorte der beprobten Bäume begründet sein.

Baumartenbedingte Unterschiede sind stark vom jeweiligen Nährelement und Kompartiment abhängig und sind nicht so eindeutig ausgeprägt wie z.T. in anderen Untersuchungen (Jacobsen et al. 2003, Hagen-Thorn et al. 2004). Die generell etwas höheren Gehalte der Laubbaumarten gegenüber den Nadelbaumarten können nach Wagenführ (1966) und Fengel & Wegener (1984) (zitiert in Rademacher et al. 2012) auf den deutlich höheren Anteil der nährstoffbedürftigen Parenchymzellen im Holz der Laubbäume zurückgeführt werden. Bei den Nadelbäumen sind die Kiefer und die Douglasie hervorzuheben, die sich deutlich von den drei anderen Hauptbaumarten durch meist geringere Nährelementgehalte in allen Kompartimenten abheben. Dies gilt insbesondere für die Gehalte von Kalium, Calcium und Magnesium bei Douglasie, die sich auch in anderen Untersuchungen (Bock et al. 2008, Mitchell et al. 1996, Paré et al. 2013, Ranger et al. 1995, Trüby 1994) gezeigt haben. Von den fünf Hauptbaumarten weist die Kiefer bei fast allen Elementen die geringsten Variationskoeffizienten auf. Dieses könnte sich zum einen durch ein geringes Standortspektrum, aber auch durch geringe Ansprüche an die Nährelementausstattung der Böden begründen lassen. Hohe Variabilitäten könnten demgegenüber bei der Buche insbesondere bei Ca^{2+} und Mg^{2+} aufgrund ihres hohen Standortspektrums bestehen.

3.4.3 Elementgehalte in Abhängigkeit vom Baumkompartiment

Die Rangfolge der Elementgehalte in den unterschiedlichen Kompartimenten (Derbholz < Nichtderbholz (inkl. Rinde) < Derbholzrinde) entspricht den in der Literatur (Paré et al. 2013, Pretzsch et al. 2014, Jacobsen et al. 2003) beschriebenen Gesetzmäßigkeiten. Wie auch die Untersuchungen von Rademacher et al. (2012) gezeigt haben, sind die Unterschiede zwischen Rinde und Nadeln bei den Nadelbaumarten sehr elementspezifisch. Hervorzuheben sind an dieser Stelle die hohen Elementgehalte (auch im Vergleich zum Nichtderbholz) der Rinde, speziell die Calciumgehalte von Buche und Eiche. Insbesondere bei der Eiche mit ihrem hohen Derbrindenanteil an der oberirdischen Biomasse (Jacobsen et al. 2003) kommt der Rinde somit eine hohe Bedeutung beim Nährelementexport zu. Auf extrem hohe Nährelementgehalte in der Rinde von Eichen weisen auch andere Untersuchungen hin (Bosman et al. 2001, Mussche et al. 1998). Gegenüber dem Derbholz sind die Elementgehalte im Nichtderbholz um ein Vielfaches höher. Es ist hier zu berücksichtigen, dass es sich um Proben inklusive der Rinde handelt und der Anteil der Rinde mit abnehmendem Durchmesser entsprechend zunimmt. Dieses ist deshalb von entscheidender Bedeutung, da beim Nichtderbholz ein Großteil des zusätzlichen Nährelemententzuges stattfindet, wenn Energieholz genutzt wird.

3.4.4 Elementgehalte in Abhängigkeit von Standorts- und Bodeneigenschaften

Bei der Abhängigkeit der Elementgehalte vom Standort spielen zwei Faktoren eine entscheidende Rolle: (1) die Nährelementverfügbarkeit am Standort und (2) das Wachstum und damit der Nährelementbedarf des Bestandes (Weis & Göttelein 2012). Die Nährelementverfügbarkeit wird im Rahmen dieser Auswertung durch die Basensättigung (BS_{max}) berücksichtigt. Dieser Parameter zeigt in den meisten Fällen einen signifikanten Einfluss auf die Elementgehalte in den jeweiligen Biomassekompartimenten. Auch bei den Untersuchungen von Pretzsch et al. (2014) ist der Standort, neben der Baumart und dem Kompartiment, von Bedeutung für die Ableitung von Elementgehalten. Bei ihnen wird jedoch der Standort über das Ausgangsgestein angesprochen. Entsprechend lassen sich ihre Schätzfunktionen z.B. nicht auf die quartär geprägten Bereiche in Norddeutschland übertragen. Versuche, eine entsprechende Gliederung anhand der Substratgruppen der BÜK 1:1 Mio. abzuleiten, waren nicht erfolgreich, da zum einen die räumliche Auflösung der Bodenkarten hierfür nicht standortsscharf genug ist und der Stichprobenumfang nicht ausreichte, um eine einigermaßen ausgewogene Belegung der jeweiligen Substratgruppen mit den verschiedenen Baumarten zu erhalten. Durch die Regionalisierungen aus dem Projekt WP-KS-KW (Zirlewagen 2016) konnte mit BS_{max} eine kontinuierliche Variable bereitgestellt werden, die für alle BWI-Punkte in Deutschland verfügbar ist. Zu beachten ist jedoch, dass die regionalisierte BS insbesondere im mittleren Bereich häufig hohe Unsicherheiten aufweisen (z.B. Ahner et al. 2013). Allerdings können auch gemessene Werte eine beachtliche Variabilität durch kleinräumliche Heterogenität aufweisen (Grigal et al. 1991, Bruelheide & Udelhoven 2005). So kann durch Heterogenitäten des Ausgangsmaterials auf kleinstem

Raum bei gleicher Bodentiefe die Basensättigung zwischen $> 80\%$ und $< 15\%$ schwanken (Malessa et al. 2001).

Für die Buche zeigen sich beim Calcium für alle Kompartimente hoch signifikante Beziehungen zu BS_{\max} . Dies entspricht den Ergebnissen von anderen Studien zur Buche, in denen von höheren Gehalten auf besser versorgten Standorten, insbesondere auf karbonatführenden Standorten berichtet wird (Radmacher et al. 2009, Joosten & Schulte 2003, Nihlgard & Lindren 1977, McClenahan et al. 1989). Demgegenüber konnten Radmacher et al. (2012) bei ihren Untersuchungen nur sehr schwache Zusammenhänge finden. Sie führen dieses auf das Fehlen des Karbonatpufferbereichs in ihren Datensätzen zurück. Dass die Unterschiede zwischen den Standorten beträchtlich sein müssen, um sie hinreichend abzusichern, geht auch aus dem Kalkungsversuch von Weis et al. (2009) hervor. Hier zeigten sich auch über 20 Jahre nach einer Kalkung keine signifikanten Unterschiede in den Elementgehalten der Baumkompartimente. Eine weitere Ursache für die schwachen Zusammenhänge bei Radmacher et al. (2012) könnte jedoch auch die schichtweise Betrachtung und fehlende Aggregation der Bodeninformationen (vgl. Kapitel 3.2.1.2) sein. Auch bei der Fichte, Kiefer und Eiche ergaben sich für fast alle Kompartimente deutliche Zusammenhänge zur BS_{\max} . Diese Standortsabhängigkeit deckt sich mit zahlreichen weiteren Untersuchungen, die die Unterschiede entweder direkt auf eine bessere Nährelementausstattung (Bosman et al. 2001) oder aber indirekt auf mögliche Kontaminationen durch Pestizide und Dünger von benachbarten landwirtschaftlichen Flächen (Zayed et al. 1992) zurückführen.

Auch die überwiegend signifikant positiven Effekte der Basensättigung auf die Mg^{2+} -Gehalte lassen eine enge Beziehung zu den Standortverhältnissen vermuten (insbesondere bei der Buche, vgl. Abb. 3.8). Bei anderen Baumarten zeigen sich jedoch im Vergleich zum Ca^{2+} häufiger keine oder sogar negative Effekte der BS auf die Mg^{2+} -Gehalte. Negative Effekte überwiegen im Derbholz, während das Nichtderbholz und die Nadeln deutlich positive Effekte zeigen. Negative Effekte können entweder aus Korrelationen mit anderen Einflussgrößen (z.B. der Stickstoffdeposition) resultieren oder durch die höhere Mobilität (Padilla & Anderson 2002) von Mg^{2+} gegenüber Ca^{2+} erklärt werden.

Beim K^+ sind die Zusammenhänge weniger deutlich und häufig negativ zur BS_{\max} . Zum einen kann das darauf zurückgeführt werden, dass häufig die BS überwiegend durch die Austauscherbelegung von Ca^{2+} und Mg^{2+} beeinflusst wird. Entsprechend müssen basenarme Standorte nicht zwangsläufig arm an K^+ sein. Auf der anderen Seite müssen Standorte mit sehr hohen Basensättigungen (Karbonat) nicht sehr kaliumreich sein. Folglich zeigen auch die Kaliumvorräte in Böden ein wesentlich geringeres Spektrum als z.B. die Ca^{2+} - und Mg^{2+} -Vorräte (vgl. z.B. Ahrends et al. 2012). Neben dem Kaliumangebot werden jedoch immer wieder antagonistische Wirkungen anderer Kationen, wie z.B. Ca^{2+} , als eine mögliche Ursache für fehlende Zusammenhänge angeführt (Radmacher et al. 2012, Weis et al. 2009). Auch die Untersuchungen von Pretzsch et al. (2014) zeigen, dass die signifikanten Effekte des Standortes für Mg^{2+} und K^+ nicht so deutlich ausgeprägt sind wie für Ca^{2+} . Des Weiteren sind auch die hohen Calcium-Gehalte in der Rinde von Ahorn (Mittelwert: $24,5 \text{ g kg}^{-1}$) und Esche (Mittelwert: $25,3 \text{ g kg}^{-1}$) hervorzuheben – zwei Baumarten, deren Anbau auf Böden mit einer BS kleiner 30 % nicht empfehlenswert ist (Weber & Bahr 2000).

Neben BS_{\max} ist die Stickstoffdeposition ein weiterer Standortparameter, der sehr häufig einen signifikant negativen Einfluss auf die Elementgehalte aufweist. Zahlreiche Untersuchungen (Albert & Schmidt 2010, Laubhann et al. 2009, Spiecker et al. 1996) weisen auf den stark positiven Effekt von N_{dep} auf das Baumwachstum hin. Entsprechend kann vermutet werden, dass sich die geringeren Gehalte auf das gesteigerte Wachstum und somit Verdünnungseffekte der Nährstoffgehalte in Baumkompartimenten zurückführen lassen (Neiryneck et al. 1998). Neben der Wachstumssteigerung sind auch antagonistische Effekte, insbesondere von Ammonium und Mg^{2+} , bei der Nährstoffaufnahme durch die Pflanze als Erklärung des negativen Zusammenhangs denkbar (Lévy et al. 1996).

3.4.5 Elementgehalte in Abhängigkeit von Baumcharakteristika

Wie vorab schon erwähnt, muss insbesondere bei den partiellen Effekten der Baumcharakteristika eine sehr vorsichtige Interpretation erfolgen, da sie nicht unabhängig voneinander sind. Entsprechend zeigen sich unterschiedliche Kombinationen und Richtungen entsprechender Effekte auf die Elementgehalte. Bei der Buche werden für Calcium und Magnesium tendenzielle Erhöhungen der Gehalte mit fortschreitendem Bestandesalter beobachtet (vgl. Abb. 3.7 bis Abb. 3.8). Insbesondere die Erhöhung der Ca^{2+} -Gehalte mit steigendem Alter sieht Rademacher et al. (2012) bei der Buche als plausibel an, da Calcium keiner lateralen Translokation unterliegt (Baes & McLaughlin 1984) und sich daher tendenziell in älteren Geweben anreichert (Marschner 1986, Mengel & Kirkby 1982).

Bei der Fichte ist eine Altersabhängigkeit von Ca^{2+} schwer zu interpretieren, da das Alter häufig durch das BHD/Alter-Verhältnis überlagert ist (Abb. 3.9). Eine leichte Abnahme mit fortschreitendem Bestandesalter wird häufiger in der Literatur beobachtet (Arp & Manasc 1988, Helmisaari & Siltala 1989, Peterson & Anderson 1990, Skonieczna et al. 2014, Weis et al. 2009, Pärn 2001). Eine mögliche Erklärung wäre, dass der Anteil des sehr nährstoffreichen Splintholzes am Stammholz (Augusto et al. 2000) naturgemäß mit steigendem Alter abnimmt. Diese Abnahme erfolgt in einer nicht-linearen Form (Rochon et al. 1998). Dieser Effekt dürfte beim Nadelholz dadurch verstärkt werden, dass durch die einfachere Struktur des Nadelholzes nur eine sehr reduzierte laterale Bewegung der Elemente vom Splintholz zum Kernholz stattfindet (Zayed et al. 1992). Der zu beobachtende signifikante Einfluss des BHD/Alter-Verhältnisses könnte darauf hindeuten, dass auch die Konkurrenzsituation der Bäume im Bestand einen Einfluss auf die Gehalte ausüben kann (Pretzsch et al. 2014).

Für Magnesium sind die Effekte demgegenüber nicht so prägnant ausgeprägt. Hier treten neben dem Alter häufig noch die Variablen BHD, Höhe und BHD/Alter-Verhältnis hinzu, sodass eine kausale Interpretation in der Regel nicht möglich ist. Auffällig ist jedoch, dass sich bei der Eiche (nicht dargestellt) eher eine Tendenz zu sinkenden Mg^{2+} -Gehalten in fast allen Kompartimenten mit steigendem Alter abzeichnet. Auch bei den Untersuchungen von Zayed et al. (1992) zeigte sich eine Abnahme von Mg^{2+} mit steigendem BHD. Die Autoren führten die Abnahme auf eine geringere Verfügbarkeit in der Bodenlösung und/oder geringere Möglichkeiten der Fixierung im Holzgewebe zurück. Das z.T. deutlich andere Verhalten von Mg^{2+} im Vergleich zu Ca^{2+} könnte jedoch auch darauf beruhen, dass innerhalb des

Xylems Mg^{2+} eine höhere Mobilität zwischen den aktiven Jahrringen aufweist als Ca^{2+} (Padilla & Anderson 2002, Westermarck 1982).

Bei den noch mobileren Elementen Stickstoff und Kalium (Läuchli & Pflüger 1978) zeigen sich keine klaren Strukturen. Auffällig ist auch hier, dass häufig sehr viele Bestandescharakteristika gleichzeitig signifikante Effekte zeigen. So gehen in das Modell für Derbholz der Kiefer die Variablen Alter, BHD, Höhe und das BHD/Alter-Verhältnis ein. Entsprechend sind die Effekte nicht mehr interpretierbar und es können nur schwer Vergleiche mit anderen Studien gezogen werden. Hervorzuheben ist jedoch, dass in der Literatur häufig keine Effekte zu Bestandescharakteristika gefunden werden (Peterson & Anderson 1990) und dieses mit der extrem hohen Mobilität von K^+ begründet wird. Die Untersuchungen zeigen in Übereinstimmung mit anderen Auswertungen (Jacobsen et al. 2003), dass die Abhängigkeiten der einzelnen Elemente von Bestandescharakteristika anscheinend einer sehr unterschiedlichen Dynamik während der Bestandesentwicklung folgen. Entsprechend finden z.B. auch Valkovic et al. (1979) eine Veränderung des K^+/Ca^{2+} -Verhältnisses von 7,8 zu 1,5 während der Bestandesentwicklung. Von einer vergleichbaren Entwicklung der K^+/Ca^{2+} -Verhältnisse berichten auch Momoshima & Bondietti (1990). Chun & Hui-Yi (1992) erklären die auffälligen Unterschiede zwischen den Elementen damit, dass die Translokation sehr element- und kompartimentspezifisch zu sein scheint.

3.4.6 Fehlerbetrachtung

Aus den Ergebnissen der GAMs können sowohl für die verwendeten als auch für neu definierte Werte der Kovariablen die Standardfehler für die Schätzwerte bestimmt werden.

Hierfür wurden in Tab. 3.11 plausible Wertekombinationen für die Kovariablen definiert, anhand der Ergebnisse aus Tab. 3.8 bis Tab. 3.10 die Standardfehler berechnet und ihre prozentuale Relation zu den Schätzwerten in Tab. 3.12 dargestellt. Berücksichtigt wurden Baumarten mit einem Stichprobenumfang größer 40. Es wurden für Durchmesser (BHD) und Höhe (h100 bzw. bei Eiche: Weisesche Höhe) Werte angenommen, die nach Ertragstafeln der I. Ertragsklasse im Alter 80 entsprechen. Für die maximale Basensättigung wurde ein Wert von 30 %, für die Stickstoffdeposition von $1200 \text{ eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ausgewählt.

Die Standardfehler liegen überwiegend unter 5 %. Vergleichsweise hohe Schwankungen fallen bei der Douglasie auf. Da die Werte in Tab. 3.11 etwa im mittleren Definitionsbereich der Kovariablen liegen, sind die berechneten Standardfehler als Minimum der Schätzfehler anzusehen.

Tab. 3.11: Werte der Kovariablen zur Berechnung der Standardfehler.

Baumart	Alter [a]	BHD [mm]	Höhe [m]	BHD/Alter [mm a ⁻¹]	BS _{max} [%]	N-Deposition [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]
Buche	80	251	28,3	3,138	30	1200
Eiche	80	283	24,8	3,538	30	1200
Fichte	80	307	31,8	3,838	30	1200
Kiefer	80	298	26,6	3,725	30	1200
Douglasie	80	482	41,2	6,025	30	1200

Tab. 3.12: Prozentualer Standardfehler in Prozent der Schätzwerte.

Kompartiment	Element	Standardfehler [%]				
		Buche	Eiche	Fichte	Kiefer	Douglasie
Derbholz	Ca	2,029	2,700	2,041	1,158	4,507
	Mg	3,150	4,758	3,329	3,071	6,667
	K	2,261	3,131	3,569	2,137	7,906
	C	0,233	0,418	0,206	0,239	0,528
	N	2,930	2,612	5,968	2,597	4,961
	P	1,883	3,596	7,010	2,089	6,410
	S	1,730	2,784	3,603	2,004	1,819
Derbholzrinde	Ca	3,049	3,231	2,061	3,819	5,782
	Mg	2,225	3,103	2,462	8,373	7,571
	K	1,274	2,896	2,184	6,711	14,541
	C	0,254	0,571	0,363	0,343	1,088
	N	1,766	1,955	1,581	3,270	7,529
	P	2,166	2,859	1,948	4,823	7,599
	S	1,781	2,998	1,762	2,854	5,546
Nichtderbholz incl. Rinde	Ca	3,169	5,446	2,861	2,065	4,119
	Mg	2,676	5,111	4,197	3,133	3,965
	K	1,566	2,932	3,241	2,945	4,172
	C	0,212	0,604	0,234	0,278	0,511
	N	1,944	3,518	3,383	1,962	5,437
	P	2,258	3,900	3,549	2,766	6,450
	S	4,108	5,906	2,923	6,647	17,778
Nadeln	Ca	-	-	5,444	3,151	5,298
	Mg	-	-	6,174	3,413	6,664
	K	-	-	1,850	1,843	2,843
	C	-	-	0,200	0,221	0,818
	N	-	-	0,940	1,459	1,487
	P	-	-	2,145	1,900	3,458
	S	-	-	1,202	1,699	4,201

3.5 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Um Nährelemententzüge durch die Entnahme von oberirdischer Biomasse quantifizieren zu können, sind Informationen über Elementgehalte in verschiedenen Baumkompartimenten von großer Bedeutung. Hierfür werden Schätzmodelle benötigt, die je Baumart und Baumkompartiment die Abhängigkeit der Elementgehalte von Baum- und Standortparametern darstellen.

Als Datengrundlage dienten Nährelementgehaltsinformationen verschiedener Kompartimente der Baumarten Buche, Eiche, Esche, Ahorn, Erle, Birke, Fichte, Kiefer, Lärche und Douglasie (insgesamt 1498 Bäume, verteilt auf 451 Erfassungsorte). Die beprobten Bäume decken einen umfassenden Größen- und Altersrahmen ab.

Die Modellentwicklung erfolgte mit allgemeinen regressionsanalytischen Methoden. Es wurden Boosting-Verfahren und verallgemeinerte additive Modelle (GAM) angewendet.

Die Ergebnisse des Boostingverfahrens zeigten, dass die Flächen-ID und das Kompartiment den größten Einfluss haben, gefolgt von der Baumart. Die Selektionshäufigkeiten der Baumparameter BHD, Höhe und Alter sowie der modellierten Basensättigung und der Differenzierung Kalk-/Nichtkalkstandort sind deutlich geringer.

In den GAMs hatten bei den Baumarten Buche, Eiche, Fichte und Kiefer die Parameter Brusthöhendurchmesser (BHD) [mm], Baumhöhe [cm], Alter [a], der Koeffizient BHD: Alter [mm a^{-1}], die maximale Basensättigung (BS_{max}) [%] sowie die Stickstoffdeposition (N_{dep}) [$\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$] signifikante Effekte. Insgesamt kann mit diesen Modellen eine verbesserte Schätzung von Elementgehalten in den Kompartimenten der Baumarten Buche, Eiche, Fichte, Kiefer und Douglasie im Vergleich zu Standardwerten aus der Literatur (z.B. Jacobsen et al. 2003) vorgenommen werden. Bei der Interpretation der Ergebnisse ist jedoch zu berücksichtigen, dass es sich um partielle Einflussgrößen handelt und Wechselwirkungen zwischen den Variablen auftreten.

Bei der Anwendung aller dargestellten Funktionen ist insbesondere der sachgerechte Umgang mit den in der Auswertung aufgezeigten Gültigkeitsbereichen (vgl. Tab. 3.1) zu beachten (vgl. auch Mendoza & Vanclay 2008) und z.B. Vergleiche mit den Mittelwerten und statistischen Kenngrößen der Tab. 3.2 bis Tab. 3.6 durchzuführen, um die Ergebnisse auf ihre Plausibilität zu prüfen. Für die Baumarten Esche, Ahorn, Erle und Birke konnten aufgrund des geringen Stichprobenumfangs keine belastbaren Modelle in Abhängigkeit von Baum- und Standortparametern entwickelt werden; deshalb wird die Verwendung der elementspezifischen Mittelwerte empfohlen (Tab. 3.3 und Tab. 3.4). Für die Lärche und Tanne sind aufgrund des geringen Stichprobenumfangs und Schwierigkeiten bei der Differenzierung der Kompartimente keine mittleren Gehalte angegeben.

3.6 Literaturverzeichnis

- Ahner, J., B. Ahrends, F. Engel, J. Hansen, S. Hentschel, R. Hurling, H. Meesenburg, U. Mestermacher, P. Meyer, B. Möhring, J. Nagel, R. Nagel, B. Pape, M. Rohde, H. Rumpf, M. Schmidt, M. Schmidt, H. Spellmann, J. Suttmöller. 2013. Waldentwicklungsszenarien für das Hessische Ried. Entscheidungsunterstützung vor dem Hintergrund sich beschleunigt ändernder Wasserhaushalts- und Klimabedingungen und den Anforderungen aus dem europäischen Schutzgebietssystem Natura 2000. Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt, 10. 398 S.
- Ahrends, B., H. Meesenburg, K. J. Meiwes, P. Rademacher. 2011. Sensitivität der Nährstoffentzüge aus Waldökosystemen hinsichtlich der Biomassefunktionen und Nährstoffgehalte. In: Böden verstehen - Böden nutzen - Böden fit machen, 3. - 9. September 2011, Berlin. <http://eprints.dbges.de/786/>
- Ahrends, B., K. J. Meiwes, J. Evers. 2012. Regionalisierung der Elementvorräte von Waldböden in Niedersachsen, Hessen und Sachsen-Anhalt. In: Forschungsvorhaben: Möglichkeiten und Grenzen der Vollbaumnutzung (FKZ: 22015407). <http://www.fnr-server.de/ftp/pdf/berichte/22015407.187-208>
- Ahrends, B., H. Meesenburg, K. J. Meiwes, P. Rademacher. 2012. Fehlerabschätzung bei der Ermittlung der Elemententzüge aus Waldökosystemen. In: Forschungsvorhaben: Möglichkeiten und Grenzen der Vollbaumnutzung (FKZ: 22015407). <http://www.fnr-server.de/ftp/pdf/berichte/22015407.173-186>
- Albert, M., M. Schmidt. 2010. Climate-sensitive modelling of site-productivity relationships for Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) and common beech (*Fagus sylvatica* L.). *Forest Ecology and Management* 259 (4): 739-749.

- Andreae, H., N. Eickenscheidt, J. Evers, E. Grüneberg, D. Ziche, B. Ahrends, J. Höhle, H.-D. Nagel, N. Wellbrock. 2016. Stickstoff. In: Wellbrock, N., A. Bolte, H. Flessa: Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland: Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006 bis 2008. Thünen Report, 43. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig. 135-180.
- Arp, P. A., J. Manasc. 1988. Red spruce stands downwind from a coal-buring power benegerator: tree-ring analysis. *Canadian Journal of Forest Research* 18 (2): 251-264.
- Augusto, L., J. Ranger, Q. Ponette, M. Rapp. 2000. Relationships between forest tree species, stand production and stand nutrient amount. *Annals of Forest Science* 57 (4): 313-324.
- Baes, C. F., S. B. McLaughlin. 1984. Trace elements in tree rings: evidence of recent and historical air pollution. *Science* 224: 494-497.
- Block, J., J. Schuck. 2002. Nährstoffentzüge durch die Holzernte und ihr Einfluss auf den Nährstoffhaushalt armer Standorte in Rheinland-Pfalz. *Forstliche Forschungsberichte München* 186: 150-151.
- Block, J., J. Schuck, T. Seifert. 2008. Einfluss unterschiedlicher Nutzungsintensitäten auf den Nährstoffhaushalt von Waldökosystemen auf Buntsandstein im Pfälzerwald. *Forst und Holz* 63 (7/8): 66-70.
- Bosman, B., J. Remacle, M. Carnol. 2001. Element removal in harvested tree biomass: scenario for critical loads in wallonia, south belgium. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus* 1: 153-167.
- Bruelheide, H., P. Udelhoven. 2005. Correspondence of the fine-scale spatial variation in soil chemistry and the herb layer vegetation in beech forests. *Forest Ecology and Management* 210: 205-223.
- Chun, L., H. Hui-Yi. 1992. Tree-ring element analysis of Korean pine (*Pinus koraiensis* Sieb. et Zucc.) and Mongolian oak (*Quercus mongolica* Fisch. ex Turcz.) from Changbai Mountain, north-east China. *Trees* 6: 103-108.
- Facelli, E., J. M. Facelli. 2002. Soil phosphorus heterogeneity and mycorrhizal symbiosis regulate plant intra-specific competition and size distribution. *Oecologia* 133 (1): 54-61.
- Fengel, D., G. Wegener. 1984. *Wood*. De Gryter. Berlin. 616 S.
- Göttlein, A., D. Dieler, M. Baumgarten. 2013. Tree-internal Nutrient Distribution of Beech and Spruce at the Kranzberger Forst – Implications for Efficiency of Wood Production and for Nutrient Export with Different Harvest Intensities. *Nova Acta Leopoldina NF* 114 (391): 255-265.
- Grigal, D. F., R. E. Mroberts, L. F. Ohmann. 1991. Spatial Variation in Chemical Properties of Forest Floor and Surface Mineral Soil in the North Central United States. *Soil Science* 151 (4): 282-290.
- Grüneberg, E., D. Ziche, N. Wellbrock. 2014. Organic carbon stocks and sequestration rates of forest soils in Germany. *Global Change Biology* 20: 2644-2662.
- Hagen-Thorn, A., K. Armolaitis, I. Callesen, Sthernquitst. 2004. Macronutrients in tree stems and foliage: a comparative study of six temperate forest species planted at the same sites. *Annals of Forest Science* 61: 489-498.
- Helmisaari, H.-S., T. Siltala. 1989. Variation in nutrient concentrations of *Pinus sylvestris* stems. *Scandinavian Journal of Forest Research* 4: 443-451.
- Hofner, B. 2011. Boosting in Structured Additive Models. PhD Thesis, Dep. Of Stat., LMU München.

- Hofner, B., A. Mayr, N. Robinzonov, M. Schmid. 2012. Model-based boosting in R: a hands-on tutorial using the R package mboost. *Computational statistics*, 29(1-2): 3-35. Tutorial.
- Höhle, J., N. König, L. Hilbrig, J. Bielefeld, D. Ziche, E. Grüneberg, N. Eickenscheidt, B. Ahrends, N. Wellbrock. 2016. Methodenüberblick und Qualitätssicherung. In: Wellbrock, N., A. Bolte, H. Flessa: *Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland: Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006 bis 2008*. Thünen Report, 43. Johann Heinrich von Thünen-Institut. Braunschweig. 6-43.
- Huber C., H. Borchert, J. Kremer., W. Weis, D. Matthies, A. Göttlein. 2011. Biomasse- und Nährelementverschiebungen bzw. -verluste bei Harvesterdurchforstungen und deren Auswirkungen auf Bodeneigenschaften und Stoffhaushalt von Waldökosystemen. Abschlussbericht zum Projekt B65 des Kuratoriums für forstliche Forschung in Bayern, 95 S.
- Jacobsen, C., P. Rademacher, H. Meesenburg, K. J. Meiwes. 2003. Gehalte chemischer Elemente in Baumkompartimenten – Literaturstudie und Datensammlung. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme der Universität Göttingen Reihe B*, Band 69: 81 S.
- Joosten, R., A. Schulte. 2003. Schätzung der Nährstoffexporte bei einer intensivierten Holznutzung in Buchenwäldern (*Fagus sylvatica*). *Allgemeine Forst-und Jagdzeitung* 174: 157-168.
- Kimmins, J. P., D. Binkley, L. Chatarpual, J. de Catanzaro. 1985. Biogeochemistry of temperate forest ecosystems. Literature on inventories and dynamics of biomass and nutrients. Information Report PI-X-47E/F, Petewana National Forestry Institute, Canada, 227 S.
- Klinck, U., P. Rademacher, B. Scheler, M. Wagner, S. Fleck, B. Ahrends, H. Meesenburg. 2012. Ökosystembilanzen auf forstwirtschaftlich genutzten Flächen. *GeoBerichte* 23: 163-174.
- Kölling, C., M. Hoffmann, H.-J. Gulder. 1996. Bodenchemische Vertikalgradienten als charakteristische Zustandsgrößen von Waldökosystemen. *Zeitschrift Für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 159: 69-77.
- Laubhann, D., H. Sterba, G. J. Reinds, W. de Vries. 2009. The impact of atmospheric deposition and climate on forest growth in European monitoring plots: An individual tree growth model. *Forest Ecology and Management* 258 (8): 1751-1761.
- Läuchli, P., R. Pflüger. 1978. Potassium transport through plant cell membranes and metabolic role of potassium in plants. In: *Potassium Research-Reviews and Trends*. Proc. 11th. Int. Congr. of the Potash Institute. Der Bund, A.G., Bern, 111-163.
- Lévy, G., C. Brechet, M. Becker. 1996. Element Analysis of tree rings in pedunculate oak heartwood: an indicator of historical trends in the soil chemistry, related to atmospheric deposition. *Annals of Forest Science* 53: 685-696.
- Linkohr, B. I., L. C. Williamson, A. H. Fitter, H. M. O. Leyser. 2002. Nitrate and phosphate availability and distribution have different effects on root system architecture of *Arabidopsis*. *The Plant Journal* 29 (6): 751-760.
- Malessa, V., B. Ahrends, P. Schall. 2001. Erfassung des Tiefengradienten der physikalischchemischen Bodeneigenschaften, Lage der Versauerungsfront. *Arbeitshefte Boden* 2: 53-68.
- Maloney, K. O., M. Schmid, D. E. Weller. 2012. Applying additive Modelling and gradient boosting to access the effect of watershed and reach characteristics on riverine assemblages. *Methods in Ecology and Evolution* 2012, 3,116-128

- Marschner, M. 1986. Mineral nutrition of higher plants. Academic Press. London. 674 S.
- McClenahan, J. R., J. P. Vimmerstedt, A. J. Scherzer. 1989. Element concentrations in tree rings by PIXE: statistical variability, mobility, and effects of altered soil chemistry. *Canadian Journal of Forest Research* 19 (7): 880-888.
- Meiwes, K. J., H. Meesenburg. 2007. Säurebildner. *GeoBerichte* 7: 34-48.
- Mengel, K., E. A. Kirkby. 1982. Principles of plant nutrition. International Potash Institute Bern. 655 S.
- Mitchell, A. K., H. J. Barclay, H. Brix, D. F. W. Pollard, R. Benton, R. de Jong. 1996. Biomass and nutrient element dynamics in Douglas-fir: effects of thinning and nitrogen fertilisation over 18 years. *Canadian Journal of Forest Research* 26: 376-388.
- Momoshima, N., E. A. Bondiotti. 1990. Cation binding in wood: applications to understanding historical changes in divalent cation availability to red spruce. *Canadian Journal of Forest Research* 20: 1840-1849.
- Mendoza, G. A., J. K. Vanclay. 2008. Trends in forestry modelling. *EAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources* 3 (010): 8 p.
- Mussche, S., B. Bussche, A. de Schrijver, J. Neiryck, L. Nachtergale, N. Lust. 1998. Nutrient uptake of a mixed oak/beech forest in Flanders (Belgium). *Silva Gandavensis* 63: 120-133.
- Neiryck, J., D. Maddelein, L. de Keersmaeker, N. Lust, B. Muys. 1998. Biomass and nutrient cycling of a highly productive Coarsican pine stand on former heathland in northern Belgium. *Annals of Forest Science* 55: 389-405.
- Nihlgard, B., L. Lindgren. 1977. Plant biomass, primary production and bioelements of three mature beech forest in South Sweden. *Oikos* 28: 95-104.
- Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FVA) (2013): Weichlaubholz - Ungenutztes Rohstoffpotenzial!? Abschlussbericht des Projekts "WEIPOL" im Rahmen des Förderungsprogramms "Nachwachsende Rohstoffe" des BMELV. Technische Informationsbibliothek u. Universitätsbibliothek, Göttingen, 220 S. <https://doi.org/10.2314/GBV:834521326>
- Padilla, K. L., K. A. Anderson. 2002. Trace element concentration in tree-rings biomonitoring centuries of environmental change. *Chemosphere* 49: 575-585.
- Paré, D., P. Bernier, B. Lafleur, B. D. Titus, E. Thiffault, D. G. Maynard, X. Guo. 2013. Estimating stand-scale biomass, nutrient contents and associated uncertainties for tree species of Canadian forests. *Canadian Journal of Forest Research* 43(7):599-608.
- Pärn, H. 2001. Variation of element concentrations in three rings of scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in the vicinity of an oil shale-fired power plant. *Oil Shale* 18 (1): 57-71.
- Peterson, D. L., D. R. Anderson. 1990. Content of chemical elements in tree rings of lodgepole pine and whitebark pine from a subalpine sierra nevada forest. *USDA Forest Service, Res Paper PSW-200*, 9 S.
- Posch, M., W. de Vries, H. Sverdrup. 2015. Mass Balance models to derive critical loads of nitrogen and acidity for terrestrial and aquatic ecosystems. In: de Vries, W., J.-P. Hettelingh, M. Posch: *Critical Loads and Dynamic Risk Assessments. Environmental Pollution*, 25. Springer. Dordrecht, Heidelberg, New York, London. S. 171-205.
- Pretzsch, H., J. Block, J. Dieler, J. Gauer, A. Göttlein, R. Moshhammer, J. Schuck, W. Weis, U. Wunn. 2014. Nährstoffentzüge durch die Holz-und Biomassennutzung in Wäldern. Teil 1: Schätzfunktionen für Biomasse und Nährelemente und ihre Anwendung in Szenariorechnungen. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 185: 261-285.
- R Core Team. R 2014: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Wien.

- Rademacher, P., P. K. Khanna, J. Eichhorn, M. Guericke. 2009. Tree Growth, Biomass, and Elements in Tree Components of Three Beech Sites. In: Brumme, R., P. K. Khanna: Functioning and Management of European Beech Ecosystems. Ecological Studies, 208. Springer-Verlag. Berlin, Heidelberg. 105-136.
- Rademacher, P., E. Schönfelder, K. J. Meiwes. 2012. Elementgehalte in Baumkompartimenten von Fichte (*Picea abies*[L.] Karst), Kiefer (*Pinus sylvestris*[L.] Karst), Buche (*Fagus sylvatica*[L.] Karst), Eiche *Quercus robur* und *petraea* [L.] Karst) und Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* [L.] Karst). Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt, Abschlussbericht. <http://www.fnr-server.de/ftp/pdf/berichte/22015407.pdf>.
- Ranger, J., R. Marques, M. Colin-Belgrad, N. Flammang, L. Gelhaye. 1995. The dynamics of biomass and nutrient accumulation in a Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* Franco) stand studied using a chronosequence approach. *Forest Ecology and Management* 72: 167-183.
- Richter, A., G. H. Adler, M. Fahrak, W. Eckelmann. 2007. Erläuterungen zur nutzungsdifferenzierten Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland im Maßstab 1:1.000.000 (BÜK 1000 N, Version 2.3). Hannover. 53 S.
- Riek, W., B. Wolff. 2007. Bodenkundliche Indikatoren für die Auswertung der Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II). Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme der Universität Göttingen Reihe B, Band 74: 1-132.
- Riek, W., A. Russ, D. Kühn. 2015. Waldbodenbericht Brandenburg. Zustand und Entwicklung der brandenburgischen Waldböden. Ergebnisse der landesweiten Bodenzustandserhebungen BZE-2 und BZE-2a. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 60: 172 S.
- Rochon, P., D. Paré, C. Messier. 1998. Development of an improved model estimating the nutrient content of the bole for four boreal tree species. *Canadian Journal of Forest Research* 28 (1): 37-43.
- Rumpf, S., K. Husmann, H. Döbbeler, H. Spellmann, J. Nagel, K. J. Meiwes. 2014. Ergebnisbericht. Verbundvorhaben: Bioenergie-Regionen stärken (BEST)-Neue Systemlösungen im Spannungsfeld ökologischer, ökonomischer und sozialer Anforderungen-Teilprojekt: Schwachholzpotenzial Wald (IO-H 4)-Entscheidungswerkzeuge zur Sicherung einer nachhaltigen Rohstoffversorgung für die stoffliche und energetische Verwertung; BMBF (FKZ: 003L033F), 48 S.
- Schaap, M., R. J. Wichink Kruit, C. Hendriks, R. Kranenburg, A. Segers, P. Bultjes, S. Banzhaf, T. Scheuschner. 2015. Atmospheric deposition to German natural and semi-natural ecosystems during 2009. Project No. (FKZ) 3712 63 240-1, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau. 82 S.
- Schulte-Bisping, H., M. Bredemeier, F. Beese. 2001. Nachhaltigkeit der Regelungsfunktion von Waldökosystemen: Bodeneigenschaften und Stoffhaushalt. *Forst und Holz* 56 (15): 479-482.
- Skonieczna, J., S. Malek, K. Polowy, A. Wegiel. 2014. Element content of scots pine (*pinus sylvestris* L.) stands of different densities. *Drewno* 57 (192): 77-87.
- Spiecker, H., K. Mielikäinen, M. Köhl, J. P. Skovsgaard. 1996. Growth Trends in European Forests. Studies from 12 Countries. European Forest Institute Research Report 5, Springer Verlag. Berlin, Heidelberg, New York. 372 S.
- Spranger, T., K. Lorenz, H.-D. Gregor. 2004. Manual on methodologies and criteria for Modelling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends. Texte Umweltbundesamt, Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt). Berlin. 266 S.

- Trüby, P. 1994. Zum Schwermetallhaushalt von Waldbäumen. Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen 33: 1-286.
- Ulbricht, M., A. Göttlein, P. Biber, J. Dieler, H. Pretzsch. 2016. Variations of nutrient concentrations and contents between summer and autumn within tree compartments of European beech (*Fagus sylvatica*). *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 179: 746-757.
- Ulrich, B. 1994. Nutrient and Acid-Base Budget of Central European Forest Ecosystems. In: Godbold, D. & A. Hüttermann: *Effects of Acid Rain on Forest Processes*. Wiley-Liss. New York. 1-50.
- Valkovic, V., D. Rendic, E. K. Biegert. 1979. Trace element concentrations in tree rings as indicators of environmental pollution. *Environment International* 2: 27-32.
- von Wilpert, K., B. Bösch, P. Bastian, D. Zirlewagen, F. Hepperle, S. Holzmann, H. Puhlmann, J. Schäffer, G. Kändler, U. H. Sauter. 2011. Biomasse-Aufkommensprognose und Kreislaufkonzept für den Einsatz von Holzaschen in der Bodenschutzkalkung in Oberschwaben. *Berichte Freiburger Forstliche Forschung* 87: 155 S.
- Wagenführ, R. 1966. *Anatomie des Holzes*. VEB Fachbuchverlag. Leipzig. 377 S.
- Weber, G., B. Bahr. 2000. Wachstum und Ernährungszustand junger Eschen (*Fraxinus excelsior* L.) und Bergahorne (*Acer pseudoplatanus* L.) auf Strumwurfflächen in Bayern in Abhängigkeit vom Standort. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 119: 177-192.
- Weis, W., A. Gruber, C. Huber, A. Göttlein. 2009. Element concentrations and storage in the aboveground biomass of limed and unlimed Norway spruce trees at Höglwald. *European Journal of Forest Research* 128: 437-445.
- Weis, W., A. Göttlein. 2012. Stoffliche Nachhaltigkeitskriterien für die bayerische Forstwirtschaft. Abschlussbericht zum Projekt B67 des Kuratoriums für forstliche Forschung in Bayern. 39, 140 S. + Anhang.
- Weis, W., A. Göttlein. 2012. Nährstoffnachhaltige Biomassenutzung. *LWF aktuell* 90: 44-47.
- Weis W., B. Blumenthal, A. Göttlein. 2014. Baumartenvergleich in intakten Altbeständen. In: Göttlein A., Katzensteiner K., Rothe A. (2014). *Standortsicherung im Kalkalpin – SicALP*. Abschlussbericht zum Forschungsprojekt INTERREG BY/Ö J00183. *Forstliche Forschungsberichte München* 212: 13-38.
- Weis, W., S. Raspe, T. Schäff. 2016. Nährstoffhaushalt und Biomassenutzung. Nährstoffbilanzen: Ein Instrument zur Abschätzung der Folgen intensiver forstlicher Nutzung. *LWF aktuell* 1: 11-15.
- Weis, W., A. Göttlein. 2016. Bewirtschaftungsmöglichkeiten zur Sicherung einer nachhaltigen Waldwirtschaft vor dem Hintergrund der Nährstoffversorgung kalkalpiner Standorte. In: Katzensteiner K., Ewald J., Göttlein A. (2016). *Wälder der Kalkalpen – Strategien für die Zukunft (SratALP)*. *Forstliche Schriftenreihe, Universität für Bodenkultur, Wien*, Band 21: 95-125.
- Wellbrock, N., A. Lauer, N. Eickenscheidt, J. Höhle, J. Evers, B. Ahrends, C.-G. Schimming, H.-D. Nagel, W. Riek, K. J. Meiwes, H. Meesenburg. 2016. Bodenversauerung und Nährstoffverfügbarkeit. In: Wellbrock, N., A. Bolte, H. Flessa: *Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland: Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006 bis 2008*. Thünen Report, 43. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig. 75-134.
- Westermarck, U. 1982. Calcium promoted phenolic coupling by super oxide radical G a possible lignification reaction in wood. *Wood Science and Technology* 16: 71-78.

- Wijesinghe, D. K., M. J. Hutchings. 1997. The Effects of Spatial Scale of Environmental Heterogeneity on the Growth of a Clonal Plant: An Experimental Study with *Glechoma Hederacea*. *Journal of Ecology* 85 (1): 17-28.
- Wood, S. N. 2006. *Generalized additive models: an introduction with R*. Chapman Hall/CRC. (Texts in Statistical Science).
- Zayed, J., S. Loranger, G. Kennedy. 1992. Variations of trace element concentrations in red spruce tree rings. *Water, Air, and Soil Pollution* 65: 281-291.
- Zirlewagen, D. 2016. Regionalisierung von Bodeneigenschaften. unveröffentlichte Forschungsergebnisse im Rahmen des Waldklimafonds, Projekt „Veränderte Produktivität und Kohlenstoffspeicherung der Wälder Deutschlands angesichts des Klimawandels“ (WP-KS-KW) (FKZ 28WC400303).
- Zuur, A. F., E. N. Ieno, N. J. Walker, A. A. Saveliev, G. M. Smith. 2009. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Springer. 574 S.