

TEXTE

157/2026

Abschlussbericht

Trockenschäden an Bäumen durch hygroskopischen Feinstaub

von:

Irmgard Koch und PD Dr. Jürgen Burkhardt

Universität Bonn, Institut für Nutzpflanzenwissenschaften und Ressourcenschutz –
Pflanzenernährung

Herausgeber:

Umweltbundesamt

TEXTE 157/2026

Ressortforschungsplan des Bundesministeriums für
Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit und
Verbraucherschutz

Forschungskennzahl 3721 63 201 0

Abschlussbericht

Trockenschäden an Bäumen durch hygroskopischen Feinstaub

von

Irmgard Koch und PD Dr. Jürgen Burkhardt
Universität Bonn, Institut für Nutzpflanzenwissenschaften
und Ressourcenschutz – Pflanzenernährung

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
buergerservice@uba.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

Durchführung der Studie:

INRES-Pflanzenernährung
Karlrobert-Kreiten-Straße 13
53115 Bonn

Abschlussdatum:

April 2025

Redaktion:

Fachgebiet II 4.3 – Luftreinhaltung und terrestrische Ökosysteme
Simone Richter, Stefan Wallek

DOI:

<https://doi.org/10.60810/openumwelt-7800>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, Oktober 2026

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Danksagung

Dieses Projekt wurde ermöglicht durch großzügige finanzielle Unterstützung des Umweltbundesamts. Unser besonderer Dank gilt Simone Richter und Gudrun Schütze vom Umweltbundesamt für die Betreuung des Projekts und konstruktive Kritik. Wir danken Stefan Feigenspan und weiteren Mitarbeitern für die Bereitstellung von Daten zur Luftqualität.

Besonderer Dank gilt Dr. Tanja Sanders vom Thünen-Institut für ihre große Hilfe bei der Vorbereitung des Projektantrags. Wir danken Dr. Marco Nathkin und Dr. Maximilian Strer vom Thünen-Institut für ihre Hilfe bei den Beprobungen in Britz und der Bereitstellung von Daten der Level-II-Flächen.

Wir danken Dr. Henning Meesenburg, Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, für seine Hilfe bei der Etablierung des Projekts. Für die Ermöglichung des Zugangs, die Organisation und die Hilfe bei der Durchführung der Probenahme auf den im Projekt beprobten Level-II-Flächen danken wir allen beteiligten Mitarbeitern der Forstverwaltungen der Bundesländer. Auch möchten wir allen Baumkletterern danken, die für unsere Forschung bei jedem Wetter Bäume bestiegen haben, um Probenmaterial für uns abzuschneiden. Besonders gilt unser Dank Kristian Ross und Tilou Gering, die 2022 mit uns die Beprobungen durchgeführt haben und Holger Radke, Hans Brexendorf und Holger Menzel, mit denen wir 2023 für die Beprobungen unterwegs waren.

Wir danken Prof. Dr. Thorsten Grams von der TU München, der die Beprobung an der Versuchsfläche in Kranzberg ermöglicht hat. Außerdem Dr. Kyohsuke Hikino und Barbara Hofmann, die die dortigen Beprobungen mit dem Kran mit uns durchgeführt haben.

Nicht zuletzt möchten wir allen Kolleginnen und Kollegen am INRES-Pflanzenernährung der Universität Bonn danken. Im Besonderen den technischen Mitarbeitenden, die viele Messungen im Labor für uns durchgeführt und somit einen wichtigen Teil zum Erfolg des Projekts beigesteuert haben, sowie den studentischen Hilfskräften für ihre tatkräftige Hilfe im Labor.

Kurzbeschreibung: Trockenschäden an Bäumen durch hygroskopischen Feinstaub

Über die Gefährdung von Wäldern durch Feinstaub ist im Gegensatz zu den Gefahren für die menschliche Gesundheit wenig bekannt. Die atmosphärischen Feinstaub-Einträge in Wälder als trockene Deposition sind mengenmäßig gering, könnten aber eine Rolle für den pflanzlichen Wasserhaushalt spielen. Die Hygroskopizität von Feinstaub ist für die Wolkenbildung bekanntermaßen essentiell, blieb jedoch für deponierten Feinstaub auf Blattoberflächen fast unbeachtet. Die in hygroskopischem Feinstaub enthaltenen Salze lösen sich im Wasserdampf der feuchten Blattgrenzschicht auf, gelangen als dünne Lösungsfilme in die Spaltöffnungen der Blätter und verbinden sich dort mit dem von den Wurzeln kommenden Wasser. Aus Gewächshausversuchen ist bekannt, dass dieser Prozess zu undichten Spaltöffnungen und somit zur Erhöhung des von der Pflanze nicht kontrollierbaren Wasserverlusts führen kann. In diesem Projekt wurde ein möglicher Einfluss von Feinstaub auf die Trockenheitstoleranz von Bäumen im Freiland entlang von räumlichen und zeitlichen Gradienten der atmosphärischen Feinstaubkonzentration untersucht. Von Juni 2021 bis März 2024 wurden deutschlandweit Buchen, Eichen, Kiefern und Fichten beprobt, überwiegend auf Level-II-Flächen des forstlichen Intensiv-Monitorings. Als Anzeiger für Trockenheitstoleranz wurden die minimale epidermale Leitfähigkeit und das Wasserpotential beim Turgorverlust der Blatt- und Nadelproben gemessen. Die Proben wurden gewaschen und die Waschlösungen chemisch analysiert. Die hohen Korrelationen zwischen den Trockenheitstoleranz-Anzeigern einerseits und den Ionen mit ihren aus der Kronenraumbilanz bekannten Funktionen Partikeleintrag (Natrium), Blattaufnahme (Stickstoff- und Schwefelverbindungen), Säurepuffer und *leaching* (H_3O^+ -Ionen-Tausch gegen Kalium, Calcium, Magnesium) andererseits unterstützten die Hypothese, dass Feinstaub die Trockentoleranz von Bäumen reduzieren kann. Bei ansteigender atmosphärischer Dürre im Klimawandel ist dies vor allem für trockenheitsvermeidende (isohydrische) Baumarten wie Fichte und Kiefer problematisch.

Abstract: Drought damage to trees by hygroscopic particles

In contrast to the risks to human health, little is known about the risk to forests from particulate matter. Atmospheric inputs to forests as dry deposition are low in quantity, but deposited particulate matter could play a role in the plant water balance. The hygroscopicity of particulate matter is known to be essential for cloud formation, but has been almost ignored for deposited particulate matter on leaf surfaces. The salts contained in hygroscopic particulate matter dissolve in the water vapor of the moist leaf boundary layer, enter the stomata of the leaves as thin solution films and combine there with the water coming from the roots. It is known from greenhouse experiments that this process can lead to leaky stomata and thus to an increase in water loss that cannot be controlled by the plant. In this project, a possible influence of particulate matter on the drought tolerance of trees in the field was investigated along spatial and temporal gradients of atmospheric particulate matter concentration. From June 2021 to March 2024, beech, oak, pine and spruce trees were sampled throughout Germany, mainly on Level II plots of intensive forest monitoring. The minimum epidermal conductance and the water potential at turgor loss of the leaf and needle samples were measured as indicators of drought tolerance. The samples were washed and the washing solutions were chemically analyzed. The high correlations between the drought tolerance parameters on the one hand and the ions with their functions known from the canopy balance - particle input (sodium), leaf uptake (nitrogen and sulphur compounds), acid buffer and leaching (H_3O^+ ion exchange for potassium, calcium, magnesium) on the other - support the hypothesis that particulate matter can reduce the drought tolerance of trees. With increasing atmospheric drought in climate change, this is particularly problematic for drought-avoiding (isohydric) tree species such as spruce and pine.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	10
Tabellenverzeichnis	11
Abkürzungsverzeichnis	13
Zusammenfassung.....	14
Summary	23
1 Einleitung und Zielsetzung des Projekts.....	31
1.1 Feinstaubdeposition auf Blattoberflächen	34
1.2 Untersuchungsparameter für Trockentoleranz und Partikeldeposition.....	35
1.2.1 Minimale epidermale Leitfähigkeit $g_{\min}$	35
1.2.2 Wasserpotential am Turgorverlustpunkt (π_{TLP})	36
1.2.3 Kontaktwinkel	37
1.2.4 Kohlenstoff Isotopenverhältnis $\delta^{13}\text{C}$	37
1.2.5 Stickstoff Isotopenverhältnis $\delta^{15}\text{N}$	38
1.2.6 Trockene Deposition und Kronenrauminteraktion.....	38
1.3 Gewächshausuntersuchungen zu amorphen Strukturen auf der Oberfläche von Fichten- und Kiefernnadeln.....	39
1.4 Zielsetzung und Hypothesen.....	40
2 Material und Methoden.....	43
2.1 Freilandversuch.....	43
2.1.1 Versuchskonzept und Datenauswertung.....	43
2.1.2 Probenentnahme und Verarbeitung.....	46
2.1.2.1 Oberflächenbestimmung von Blatt- und Nadelproben.....	46
2.1.2.2 Bestimmung des Turgorverlustpunktes mit dem Osmometer	46
2.1.2.3 Messung der minimalen epidermalen Leitfähigkeit ($g_{\min}$)	47
2.1.2.4 Kontaktwinkel	48
2.1.2.5 Abwaschung der Proben und Analyse der abgewaschenen Lösungen	48
2.1.2.6 Trocknung und Analytik der Proben	49
2.1.3 Verlauf der Probenentnahmen von 2021 bis 2024.....	49
2.2 Gewächshausuntersuchungen zu amorphen Strukturen auf der Oberfläche von Fichten- und Kiefernnadeln.....	51
2.2.1 Pflanzen.....	51
2.2.2 Rasterelektronenmikroskopie	51
2.2.3 Chemische Wachsanalyse	51

3	Ergebnisse	52
3.1	Freilandversuch.....	52
3.1.1	Minimale epidermale Leitfähigkeit ($g_{\min}$).....	52
3.1.1.1	$g_{\min}$ Buche.....	52
3.1.1.2	$g_{\min}$ Eiche.....	54
3.1.1.3	$g_{\min}$ Kiefer	55
3.1.1.4	$g_{\min}$ Fichte.....	58
3.1.1.5	Zusammenfassung $g_{\min}$	59
3.1.2	Wasserpotential am Turgorverlustpunkt: π_{TLP}	60
3.1.2.1	π_{TLP} Buche.....	60
3.1.2.2	π_{TLP} Eiche	63
3.1.2.3	π_{TLP} Kiefer	65
3.1.2.4	π_{TLP} Fichte.....	66
3.1.2.5	Zusammenfassung π_{TLP}	69
3.1.3	Kontaktwinkel	69
3.1.3.1	Kontaktwinkel Buche	69
3.1.3.2	Kontaktwinkel Eiche.....	72
3.1.3.3	Kontaktwinkel Kiefer.....	72
3.1.3.4	Kontaktwinkel Fichte	75
3.1.3.5	Zusammenfassung Kontaktwinkel.....	77
3.1.4	Ergebnisse Isotopen.....	77
3.1.4.1	Ergebnisse $\delta^{13}\text{C}$	77
3.1.4.2	Ergebnisse $\delta^{15}\text{N}$	85
3.1.5	Feinstaub auf den Blattoberflächen	93
3.1.5.1	Korrelationen von $g_{\min}$ und π_{TLP} mit abgewaschenem Feinstaub	95
3.1.6	Einordnung der Feinstaubbelastung sowie der Niederschläge in den Versuchsjahren	98
3.1.6.1	Einordnung der Feinstaubbelastung sowie der Deposition an den Standorten	98
3.1.6.2	Einordnung der Jahresniederschläge in den Beprobungsjahren.....	100
3.1.7	Hauptkomponentenanalyse	101
3.2	Gewächshausuntersuchungen zu amorphen Strukturen auf der Oberfläche von Fichten- und Kiefernadeln.....	103
4	Diskussion.....	107
4.1	Schlussfolgerungen und Empfehlungen.....	119
5	Quellenverzeichnis	121

A	Anhang	133
---	--------------	-----

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Hydraulische Aktivierung von Stomata (HAS)	31
Abbildung 2:	Feinstaubverteilung in Deutschland (PM _{2,5}) in den Jahren 2004 bis 2020	32
Abbildung 3:	Probeentnahmestandorte	33
Abbildung 4:	Versuchsaufbau	46
Abbildung 5:	Stattgefundene Beprobungen über 3 Versuchsjahre	50
Abbildung 6:	$g_{\min}$ Buche: Vergleich der Beprobungszeitpunkte, Standorte und Beprobungsjahre	53
Abbildung 7:	$g_{\min}$ alle Baumarten: Vergleich Licht/Schatten	54
Abbildung 8:	$g_{\min}$ Eiche: Vergleich der Beprobungszeitpunkte, Standorte und Beprobungsjahre	55
Abbildung 9:	$g_{\min}$ Kiefer: Vergleich der Beprobungszeitpunkte, Standorte und Beprobungsjahre	57
Abbildung 10:	$g_{\min}$ Fichte und Kiefer: Vergleich der Nadeljahrgänge	58
Abbildung 11:	$g_{\min}$ Fichte: Vergleich der Beprobungszeitpunkte, Standorte und Beprobungsjahre	59
Abbildung 12:	π_{TLP} alle Baumarten: Vergleich Licht/Schatten	61
Abbildung 13:	π_{TLP} Buche: Vergleich der Beprobungszeitpunkte, Standorte und Beprobungsjahre	62
Abbildung 14:	π_{TLP} Eiche: Vergleich der Beprobungszeitpunkte, Standorte und Beprobungsjahre	64
Abbildung 15:	π_{TLP} Fichte und Kiefer: Vergleich der Nadeljahrgänge	65
Abbildung 16:	π_{TLP} Kiefer: Vergleich der Beprobungszeitpunkte, Standorte und Beprobungsjahre	66
Abbildung 17:	π_{TLP} Fichte: Vergleich der Beprobungszeitpunkte Standorte und Beprobungsjahre	68
Abbildung 18:	Kontaktwinkel Buche: Vergleich Licht/Schatten und Blattseiten	70
Abbildung 19:	Kontaktwinkel Buche: Vergleich der Beprobungszeitpunkte, Standort und Beprobungsjahre	71
Abbildung 20:	Kontaktwinkel Eiche: Vergleich der Blattseiten und Beprobungsjahre	72
Abbildung 21:	Kontaktwinkel Kiefer: Vergleich Licht/Schatten und Nadeljahrgang	73
Abbildung 22:	Kontaktwinkel Kiefer: Vergleich der Beprobungszeitpunkte, Standorte und Beprobungsjahre	74
Abbildung 23:	Kontaktwinkel Fichte: Vergleich der Nadeljahrgänge und Beprobungszeitpunkte	75
Abbildung 24:	Kontaktwinkel Fichte: Vergleich der Beprobungszeitpunkte, Standorte und Beprobungsjahre	76
Abbildung 25:	$\delta^{13}\text{C}$ Buche: Vergleich Beprobungszeitpunkte, Standorte und Beprobungsjahre	78

Abbildung 26:	$\delta^{13}\text{C}$ Buche und Eiche: Vergleich Licht/Schatten79
Abbildung 27:	$\delta^{13}\text{C}$ Eiche: Vergleich Beprobungszeitpunkte, Standorte und Beprobungsjahre80
Abbildung 28:	$\delta^{13}\text{C}$ Kiefer: Vergleich Licht/Schatten und Nadeljahrgänge81
Abbildung 29:	$\delta^{13}\text{C}$ Kiefer: Vergleich der Beprobungszeitpunkte, Standorte und Beprobungsjahre82
Abbildung 30:	$\delta^{13}\text{C}$ Fichte: Vergleich Licht/Schatten und Nadeljahrgänge83
Abbildung 31:	$\delta^{13}\text{C}$ Fichte: Vergleich der Beprobungszeitpunkte, Standorte und Beprobungsjahre84
Abbildung 32:	$\delta^{15}\text{N}$ Buche: Unterschiede Beprobungszeitpunkte, Standorte und Beprobungsjahre86
Abbildung 33:	$\delta^{15}\text{N}$ Eiche: Vergleich der Beprobungszeitpunkte, Standorte und Beprobungsjahre88
Abbildung 34:	$\delta^{15}\text{N}$ Kiefer und Fichte: Vergleich der Nadeljahrgänge89
Abbildung 35:	$\delta^{15}\text{N}$ Kiefer: Vergleich der Beprobungszeitpunkt, Standorte und Beprobungsjahre90
Abbildung 36:	$\delta^{15}\text{N}$ Fichte: Vergleich der Beprobungszeitpunkt, Standorte und Beprobungsjahre92
Abbildung 37:	Anteil löslicher Ionen.....94
Abbildung 38:	Anteil löslicher Ionen bei den Nadeljahrgängen95
Abbildung 39:	Partikelkonzentrationen PM_{10} und $\text{PM}_{2,5}$ Jahresmittelwerte...99
Abbildung 40:	Totale Deposition für Na, K, Ca, NH_4 , NO_3 und gesamt N für alle Standorte100
Abbildung 41:	Niederschlag [mm] Jahressumme für die Standorte.....101
Abbildung 42:	Biplot Hauptkomponentenanalyse.....102
Abbildung 43:	REM-Aufnahme Kiefer104
Abbildung 44:	REM-Aufnahme Fichte.....105
Abbildung 45:	Chemische Wachsanalyse von Kiefer und Fichte106

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Liste der Versuchsflächen.....44
Tabelle 2:	Masse löslicher Ionen auf den Blatt- und Nadeloberflächen...93
Tabelle 3:	Korrelation $g_{\min}$ und abgewaschene Ionen von den Blattoberflächen für die vier Baumarten96
Tabelle 4:	Korrelation π_{TLP} und abgewaschene Ionen von den Blattoberflächen für die vier Baumarten97
Tabelle 5:	Faktorladungen Hauptkomponentenanalyse.....102

Tabelle 6:	Korrelation $g_{\min}$ und abgewaschene Ionen von den Blattoberflächen für Buche und Eiche für die Beprobungszeitpunkte133
Tabelle 7:	Korrelation $g_{\min}$ und abgewaschene Ionen von den Blattoberflächen für Fichte und Kiefer für die Beprobungszeitpunkte134
Tabelle 8:	Korrelation $g_{\min}$ und abgewaschene Ionen von den Blattoberflächen für Fichte und Kiefer für die Nadeljahrgänge135
Tabelle 9:	Korrelation π_{TLP} und abgewaschene Ionen von den Blattoberflächen für Buche und Eiche für die Beprobungszeitpunkte136
Tabelle 10:	Korrelation π_{TLP} und abgewaschene Ionen von den Blattoberflächen für Fichte und Kiefer für die Beprobungszeitpunkte137
Tabelle 11:	Korrelation π_{TLP} und abgewaschene Ionen von den Blattoberflächen für Fichte und Kiefer für die Nadeljahrgänge138

Abkürzungsverzeichnis

AA	Umgebungsluft (Gewächshaus); ambient air
DWD	Deutscher Wetterdienst
FA	Gefilterte Luft (Gewächshaus); filtered air
FWU	Blattwasseraufnahme; foliar water uptake
$g_{\min}$	Minimale epidermale Leitfähigkeit; minimum epidermal conductance
HAS	Hydraulisch aktivierte Stomata; hydraulically activated stomata
IC	Ionenchromatographie
ICP Forests	Internationales Kooperationsprogramm Wald
ICP-OES	Optische Emissionsspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma; inductively coupled plasma optical emission spectrometry
IRMS	Isotopenverhältnis Massenspektrometer
KRI	Kronenraum-Interaktion
$PM_{10}/PM_{2,5}$	Particular Matter (PM_{10} -Partikel kleiner als 10 μm ; $PM_{2,5}$ -Partikel kleiner 2,5 μm)
REM	Rasterelektronenmikroskop
UBA	Umweltbundesamt, Dessau
VPD	Sättigungsdefizit (vapor pressure deficit)
$\delta^{13}C$	Isotopenverhältnis $^{12}C: ^{13}C$
$\delta^{15}N$	Isotopenverhältnis $^{14}N: ^{15}N$
π_{TLP}	Turgorverlustpunkt; turgor loss point
BMEL	Bundesministerium Ernährung und Landwirtschaft

Zusammenfassung

Einleitung:

Die Studie untersucht erstmals die Hypothese, dass Feinstaubdeposition die Resilienz von Waldbäumen gegenüber der im Klimawandel ansteigenden Trockenheit verringert. Sie verfolgt damit eine gemeinsame Interpretation der zwei bislang weitgehend isoliert betrachteten großflächig auftretenden Waldschadensphänomene vor und nach der Jahrhundertwende.

Die Wälder in Deutschland sind seit Langem in schlechtem Zustand. Die aktuelle, vom Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) veröffentlichte Waldzustandserhebung 2023 (BMEL, 2024) stuft vier von fünf Bäume (80 %) der verbreitetsten Arten Fichte, Kiefer, Buche und Eiche aufgrund der Kronenverlichtung als krank ein. Drei Baumarten zeigen sogar deutliche Kronenverlichtungen bei jeweils über 40 % der Bäume (BMEL, 2024). Neben hoher Kronenverlichtung liegen auch die aktuellen Absterberaten höher als die langjährigen Mittelwerte für Fichte (2023: 1,2 %; 1990 – 2023: 0,5 %), Kiefer (2023: 1 %; 1990 – 2023: 0,3 %) und Buche (2023: 0,3 %; 1990 – 2023: 0,1 %) (BMEL, 2024). Besonders für Fichtenwälder führten die trockenen Jahre 2018 bis 2020 infolge von Dürre und nachfolgendem Borkenkäferbefall zu großflächigem Absterben.

Auch weltweit wird seit etwa 20 Jahren von großräumigem, regionalen „Baumsterben“ (*tree mortality*) berichtet (Bigler et al., 2006; van Mantgem et al., 2009; Allen et al., 2010; Hartmann et al., 2018; Forzieri et al., 2022; McDowell et al., 2022). Zwar sind die Gründe hierfür insgesamt vielfältig und die Schäden lassen sich in der Regel nicht auf einzelne Einflussfaktoren zurückführen. Sehr häufig ist allerdings abiotischer Trockenstress ein auslösender Faktor, bevor dann biotische Stressfaktoren wie Insekten und Krankheitsbefall zu extremen Schäden und zum Absterben führen (Anderegg et al., 2019; Ferretti et al., 2021). Trockenstress entsteht dabei nicht alleine durch fehlendes Bodenwasser, sondern in zunehmendem Maße durch „atmosphärische Dürre“. Diese ausgeprägte Form der atmosphärischen Untersättigung wird charakterisiert durch das atmosphärische Sättigungsdefizit (VPD), das ist die Differenz zwischen Sättigungsdampfdruck und aktuellem Dampfdruck. Da ersterer exponentiell mit der Temperatur ansteigt, während sich der aktuelle Dampfdruck meist nur wenig ändert, kommt es klimawandelbedingt in den letzten Jahren zur großflächigen, annähernd exponentiellen VPD-Zunahme in vielen Regionen der Erde (Novick et al., 2024). Das VPD ist der Antrieb für den aufsteigenden Wassertransport der Pflanzen in den pflanzlichen Leitgefäßen (Xylem) und damit für die pflanzliche Transpiration; zunehmendes VPD verstärkt daher den Transpirationssog. Höhere Pflanzen sind zwar einerseits passiv durch die etwa 95 % der Blattoberfläche bedeckende, fast vollkommen wasserundurchlässige Cuticula an die untersättigte Atmosphäre angepasst. Sie können andererseits durch die aktiv steuerbaren Spaltöffnungen (Stomata) auf das steigende VPD reagieren, indem sie deren Öffnungsweiten und damit die stomatäre Leitfähigkeit reduzieren, wodurch die pflanzliche Transpiration, aber gleichzeitig auch die CO₂-Aufnahme aus der Luft reguliert werden. Ein dauerhafter Anstieg des VPD kann aber unter Umständen diese Schutzmechanismen überfordern, vor allem bei trockenheitsbedingt reduziertem Bodenwasser und für flachwurzelnende Baumarten wie Fichte. Während die durch die Cuticula bestimmte minimale Leitfähigkeit immer die letzte Verteidigungslinie bildet, hängt die Reduktion der stomatären Öffnungsweite als Antwort auf Trockenheit artspezifisch von der Wasserstrategie der Pflanzen ab: Arten mit isohydrischer, trockenheitsvermeidender Strategie (z. B. Kiefer, Fichte) stabilisieren ihren Blattwasserzustand (Blattwasserpotential) durch frühzeitigen Stomataschluss, reduzieren aber damit auch CO₂-Aufnahme und somit Photosynthese. Dagegen lassen Arten mit anisohydrischer, trockenheitstoleranter Strategie (z. B. Buche, Eiche) die Stomata bei erhöhtem VPD noch länger geöffnet, was ihnen, um den Preis erhöhten Wasserverlusts und reduzierten Blattwasserpotentials, CO₂-Aufnahme und

Photosynthese ermöglicht (Adams et al., 2010). Trotz ihrer eher vorsichtigen Strategie gegenüber Trockenheit sind isohydrische Baumarten gefährdeter von „Baumsterben“ als anisohydrische (McDowell et al., 2008; Hartmann et al., 2013; Grossiord et al., 2020). Die Ursache hierfür ist noch nicht vollständig geklärt.

Großflächige Waldschäden wurden in Mitteleuropa sowie dem östlichen Nordamerika bereits in den achtziger und neunziger Jahren des letzten Jahrhunderts beobachtet und damals als „Waldsterben“ bezeichnet (Schütt, 1977; Ulrich, 1990). Wenngleich auch damals die Kronenverlichtung das typische primäre Schadensmerkmal darstellte, spielte Trockenheit in der Diskussion um mögliche Ursachen meist nur eine untergeordnete Rolle. Vielmehr bestand wissenschaftlicher Konsens darüber, dass die Ursache des „Waldsterbens“ die zu diesem Zeitpunkt erhebliche Luftverschmutzung aus Industrie und Verkehr war (Schulze, 1989). Die am Stärksten geschädigten Wälder lagen – weit entfernt von den großen Luftverschmutzungsquellen – in den Mittelgebirgen, wo die aus atmosphärischer Oxidation von Schwefeldioxid und Stickoxiden gebildeten starken Säuren Schwefelsäure und Salpetersäure als „saurer Regen“ ankamen (Lindberg et al., 1986). Umstrittener als die Ursache war allerdings die Suche nach dem Wirkungspfad: der Verdacht direkter Schädigungen der Blätter durch sauren Regen oder Nebel schien für Kiefer und Fichte aufgrund rasterelektronenmikroskopischer (REM-) Aufnahmen mit sogenannter „Wachsdegradation“ zunächst wahrscheinlich, es fehlte jedoch die weitere Wirkungskette (Turunen und Huttunen, 1990; Trimbacher und Weiss, 1999). Für die vorliegende Studie ist dabei die Tatsache bedeutsam, dass der als Teil der „trockenen Deposition“ ebenfalls auf den Blättern vorhandene Feinstaub meist nur dann überhaupt erwähnt wurde, wenn er kristallin im REM zu erkennen war. Vielmehr rückten als Ursache des „Waldsterbens“ eher ökosystemare Ansätze in den Vordergrund, in denen die Wirkung der atmosphärischen Einträge auf chemische und biologische Vorgänge in Waldböden, in Bezug auf Toxizität (z. B. Aluminiumionen in Bodenlösung) und hinsichtlich möglicher Nährstoffungleichgewichte untersucht wurden. Ergebnis dieser chemisch orientierten Forschungsansätze war unter anderem die Definition maximaler atmosphärischer Eintrags- und Depositionsmengen (sogenannter *critical loads*) als noch tolerierbare Ökosystem-Einträge von Stickstoff und Schwefel, sowie maximaler Ozon-Konzentrationswerte (*critical levels*) (Schulze et al., 1989; Fuhrer et al., 1997). Sie sind heute ein fester Bestandteil des Übereinkommens über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung (CLTRAP) der UNO-Wirtschaftskommission für Europa (UNECE). Sie bilden zusammen mit Dosis-Wirkungs-Modellen die wissenschaftliche Grundlage für den Betrieb langfristig arbeitender Monitoring-Stationen, seit sich durch technische Maßnahmen zur Verbesserung der Luftverschmutzungssituation die akuten Waldschadenssymptome auf einem hohen aber stabilen Niveau konsolidiert haben.

„Waldsterben“ (ca. 1980 – 2000; Fokus auf Luftverschmutzung) und „Baumsterben“ (seit ca. 2005; Fokus auf Trockenstress) wurden im Hinblick auf ihre Genese bislang weitgehend isoliert betrachtet. Ein gemeinsamer funktioneller Zusammenhang müsste so wirken, dass durch Luftverschmutzung die Trockenheitstoleranz von Bäumen herabgesetzt wird. Tatsächlich wurde zu Beginn des „Waldsterbens“ aufgrund ähnlicher Symptome auch eine solche Verbindung gesucht (Schütt, 1977). Andererseits blieb es ein Versäumnis der Ursachenforschung zum „Waldsterben“, dass eine direkte, hygroskopische Wirkung von Feinstaub auf Bäume als Ursache lange Zeit nicht in Erwägung gezogen wurde. In Erklärungsmodellen zum „Waldsterben“ spielte Feinstaub als Teil der „trockenen Deposition“ mit seinen gegenüber Regen, Nebel und Spurengasen nur geringen mengenmäßigen Einträgen an Stickstoff, Schwefel und Schwermetalle praktisch keine Rolle. Das Versäumnis lag darin, die auf Blattoberflächen abgelagerten Aerosole als chemisch nicht reaktiv einzustufen; ein Widerspruch zu den Erkenntnissen der Wolkenphysik, wo beinahe alle Aerosole als hygroskopisch wirksam gelten (Tang et al., 2019b).

Da sich bei ihrer Ablagerung auf Blattoberflächen ihre physikochemischen Eigenschaften nicht wesentlich ändern, ist ein ähnliches Verhalten zu erwarten. Hinzu kommt, dass innerhalb der Blattgrenzschicht durch die stomatäre Transpiration der Pflanzen auch noch erhöhte Luftfeuchte in Oberflächennähe herrscht. Fast alle Salze lösen sich deutlich unterhalb von 100 % Luftfeuchte im Wasserdampf der Umgebungsluft auf, ein Vorgang, der Deliqueszenz genannt wird. Beispielsweise liegt die Deliqueszenz-Luftfeuchte von Kochsalz temperaturunabhängig bei 75 % relativer Luftfeuchte (Pilinis, 1987), auch für die meisten anderen atmosphärisch wichtigen Salze liegt sie unter 80 % relativer Luftfeuchte. Als nicht mit bloßem Auge erkennbare dünne Wasserfilme können daher selbst unter sommerlich-trockenen Wetterbedingungen, die aus den deliqueszenten Salze gebildeten, hochkonzentrierten Salzlösungen kontinuierlich auf Blattoberflächen existieren (Burkhardt und Hunsche, 2013; Katata und Held, 2021; Orevi und Kashtan, 2021; Tredenick et al., 2022). Diese haben die Eigenschaften flüssigen Wassers, so dass sich beispielsweise Ammoniak darin lösen kann (Burkhardt und Eiden, 1994), und breiten sich dynamisch aus, wenn es durch Luftfeuchtefluktuationen zu wiederholten Zyklen von Deliqueszenz und Effloreszenz (Kristallisierung) kommt (Qazi et al., 2019). Auf diese Weise können die Salzlösungsfilme in die Spaltöffnungen und entlang der stomatären Wände in die substomatäre Höhle gelangen, wo sie auf das von den Wurzeln kommende flüssige Wasser treffen. Das hydraulische System der Pflanze verlängert sich durch diesen Prozess der „hydraulischen Aktivierung der Stomata“ (HAS; Burkhardt, 2010) bis zur Blattoberfläche. HAS ermöglicht prinzipiell den Transport von Wasser und von darin gelösten und dispergierten Stoffen in beide Richtungen, wobei die jeweiligen Wasserpotential- und Konzentrationsgradienten die Richtung bestimmen. Hierdurch werden Transpiration, Blattwasseraufnahme (FWU, *foliar water uptake*), Auswaschungsverluste (*leaching*) und Aufnahme von Ionen durch Stomata entlang dieser Transportwege beeinflusst oder ermöglicht (Burkhardt, 2010; Schreel et al., 2020; Burkhardt et al., 2023; Koch et al., 2025). Besonders bedeutsam ist der Einfluss auf die stomatäre Transpiration, von der üblicherweise angenommen wird, dass das von den Wurzeln kommende Wasser innerhalb der substomatären Höhle verdunstet und die Spaltöffnung vollständig als Wasserdampf verlässt. Das ändert sich jedoch durch HAS: hierdurch verlässt ein Teil des Wassers die Stomata auch flüssig als dünner Film und verdunstet erst von der Oberfläche. Die Dicke dieser Filme wurde mit etwa 0,1 µm abgeschätzt (Burkhardt und Eiden, 1994) und ist damit deutlich geringer als stomatäre Dimensionen von meist etwa 10 µm. Eine wichtige Konsequenz der HAS-Hypothese ist, dass einmal etablierte hydraulische Verbindungen auch noch bei geschlossenen Stomata wirksam sein können, mit der Folge erhöhter minimaler Leitfähigkeit und verringerter Trockentoleranz.

Vor allem der letztgenannte Teil der HAS-Hypothese wurde in den letzten Jahren deutlich und übereinstimmend in Labor- und Gewächshausversuchen unterstützt (Grantz et al., 2018; Burkhardt et al., 2018; Chi et al., 2023). Dabei kam es durch Aerosole zur Erhöhung der minimalen Leitfähigkeit (g_{min}) um 20 % bis 100 %, unter anderem für Kiefer, Buche und Fichte, und zwar sowohl bei Aerosolausschluss-Experimenten mit Vergleich von Pflanzen aus normaler und gefilterter Luft, als auch bei Aerosoladdition durch Besprühung mit Salzlösungen (Burkhardt und Pariyar, 2014; Grantz et al., 2018). Der Aerosoleinfluss auf den Gaswechsel ist aufgrund der Abhängigkeit von der Wasserstrategie schwieriger nachzuweisen, aber vieles spricht dafür, dass abgelagerte Aerosole wirken wie zusätzliches VPD, so dass für anisohydrische Pflanzen die Transpiration erhöht wird, während für isohydrische Pflanzen eine Photosyntheseverringerung eintritt (Burkhardt et al., 2023; Chi et al., 2023).

Luftverschmutzung könnte daher durch die Deposition hygroskopisch wirkender Salze und Säuren auf Blätter zu verringerter Trockentoleranz von Bäumen führen und der mit dieser Studie geplante Nachweis im Freiland könnte eine wichtige Forschungs- und Erklärungslücke schließen.

Die vorliegende Studie suchte daher nach Belegen dafür, dass die trockene Deposition von Feinstaub

- ▶ die Transpiration von Pflanzen erhöht und das Wasserpotential und damit den Wasserstatus verringert (bei Bäumen mit anisohydrischer Wasserstrategie)
- ▶ die Photosynthese einschränkt (bei Bäumen mit isohydrischer Strategie)
- ▶ die Trockenheitstoleranz herabsetzt

Standorte und Methoden:

Deutschlandweit wurden Proben aus Beständen der vier Hauptbaumarten Buche (*Fagus sylvatica*), Traubeneiche (*Quercus petraea*), Fichte (*Picea abies*) und Waldkiefer (*Pinus sylvestris*) an insgesamt 13 Standorten genommen. An einigen Standorten wurden mehrere Baumarten beprobt. Insgesamt erfolgte die Beprobung von Buche und Kiefer an je sechs Standorten, Fichte an fünf und Eiche an drei Standorten. Die Standorte gehören größtenteils zu den Level-II-Flächen des forstlichen Intensiv-Monitorings in Deutschland. Zusätzliche Untersuchungsstandorte waren eine Versuchsfläche des Thünen Instituts in Britz und eine Versuchsfläche der Technischen Universität München in Kranzberg. Die Standorte wurden anhand der Belastung mit Feinstaub in der Fraktion PM_{2,5} so ausgewählt, dass möglichst breite Bereiche an Konzentration und Zusammensetzung des Feinstaubes abgedeckt waren.

Die Blattprobenahmen erfolgten 2021 bis 2024 an jeweils sieben Terminen pro Standort. In den Jahren 2022 und 2023 wurden je drei Beprobungen pro Standort durchgeführt, da mit einer Akkumulation des Feinstaubes über die Saison gerechnet wurde. Bei Buchen und Eichen erfolgten diese Beprobungen im Frühsommer (Mai/Juni), im Sommer (Juli/August) und im Spätsommer (September). Bei den Nadelbäumen wurde anstatt der Beprobung im Sommer eine Beprobung im Winter (November – März) durchgeführt. Bei Kiefern wurden zwei Nadeljahrgänge und bei Fichten drei Nadeljahrgänge separat jeweils vom gleichen Ast beprobt. Dies sollte Aussagen zur Partikelakkumulation mit dem Alter und gegebenenfalls Rückschlüsse zu Austauschprozessen von Ionen über die Blattoberfläche als Teil der Kronenraum-Interaktion ermöglichen.

Die Proben aus den Baumkronen wurden durch Baumkletterer oder mithilfe eines Krans genommen. Die Proben wurden gekühlt ins Labor transportiert. Zur Ermittlung der Menge und der Inhaltsstoffe des abgelagerten Feinstaubes wurden die Blätter abgewaschen und das zum Waschen verwendete Wasser anschließend chemisch analysiert. Ein wichtiger Parameter ist die Leitfähigkeit, welche die Gesamtmenge der Ionen in dem Wasser beschreibt. Weitere wichtige Parameter sind Natrium, H₃O⁺, Ammonium, Nitrat, Sulfat, Chlorid, Kalium, Calcium und Magnesium als Ionen und Bestandteile des hygroskopischen Feinstaubes.

Mögliche Trockenstresswirkungen durch Feinstaub wurden überwiegend durch zwei Parameter analysiert. Die minimale epidermale Leitfähigkeit (g_{min} , siehe 1.2.1) wird über den Gewichtsverlauf beim Austrocknen abgeschnittener Blätter bestimmt, wobei die Stomata durch den Turgorverlust geschlossen sind. Die Messmethode ist rein physikalisch und g_{min} ist ein Indikator für den von der Pflanze nicht zu verhindernden Wasserverlust und damit die Trockenheitstoleranz, daher ist dies der aussagekräftigste Messparameter. Der zweite Trockenstressparameter ist das Wasserpotential am Turgorverlustpunkt (π_{TLP} ; siehe 1.2.2) und wurde mit einem Dampfdruckosmometer bestimmt. Der Parameter spiegelt eine aktive Anpassungsreaktion der Pflanze an Trockenstress wider, die sogenannte Osmoregulation. Hierbei synthetisiert die Pflanze osmotisch wirksame Verbindungen und kann damit dem Wasserverlust aus den Zellen entgegenwirken. Ansatzpunkt der Untersuchungen war daher die

Frage, ob die Menge an abgewaschenem Feinstaub mit einem höheren $g_{\min}$ und einem geringeren π_{TLP} korrelieren.

Weitere untersuchte Blattparameter waren die Isotopenverhältnisse von Stickstoff und Kohlenstoff sowie der Kontaktwinkel von Wassertropfen, die auf die Blätter und Nadeln aufgebracht wurden. Das Isotopenverhältnis von Kohlenstoff $\delta^{13}\text{C}$ ist ein Langzeitanzeiger für die Dauer der stomatären Öffnung, da (teilweises) Schließen der Stomata dazu führt, dass mehr schwere Kohlenstoffisotope assimiliert und ins Blatt eingebaut werden. $\delta^{13}\text{C}$ ist daher zumindest bei Proben mit sonst identischen Bedingungen ein Anzeiger für den Trockenstress, vor allem bei isohydrischen Pflanzen.

Kontaktwinkel können als Anzeiger veränderter Hydrophobizität der Blattoberflächen durch Aerosoldeposition dienen. Das Isotopenverhältnis von Stickstoff kann ein zusätzliches Beurteilungskriterium für Quellen im landwirtschaftlichen- bzw. im Verkehrsbereich sein, es ist also eher ein Indikator für die Feinstaubherkunft.

In einem Gewächshausversuch wurden außerdem noch die Wachse auf Nadeln von Kiefern und Fichten untersucht, die in gefilterter und ungefilterter Luft gewachsen waren. Die Untersuchung erfolgte sowohl im Rasterelektronenmikroskop als auch chemisch mittels Gaschromatographie und Massenspektrometer.

Die Datenanalyse zur Detektion von Einflussfaktoren auf $g_{\min}$ und π_{TLP} erfolgte durch Varianzanalysen. Zusätzlich wurde eine Hauptkomponentenanalyse durchgeführt, um weitere mögliche Zusammenhänge zwischen den Variablen aufzudecken. Die verschiedenen Ionen interagieren mit den Blattoberflächen in unterschiedlichem Maß im Rahmen der Kronenrauminteraktion (KRI), wozu die Prozesse *leaching*, Aufnahme und mikrobielle Umsetzung gehören. Rückschlüsse auf KRI ergaben sich anhand der relativen Verhältnisse der Ionenzusammensetzung sowie aus den Korrelationen zwischen den Trockentoleranzparametern $g_{\min}$ und π_{TLP} einerseits und den wichtigsten aus den Waschlösungen bestimmten Ionenkonzentrationen andererseits.

Ergebnisse und Diskussion:

Die gefundenen Aerosolmengen auf den Blattoberflächen waren im Vergleich zu anderen Freilandstudien insgesamt relativ gering (Freer-Smith et al., 2005; Burkhardt, 2010; Saebo et al., 2012). Sie lagen für Buche im Mittel bei $0,33 \pm 0,01 \mu\text{g cm}^{-2}$, für Eiche bei $0,55 \pm 0,04 \mu\text{g cm}^{-2}$, für Fichte bei $0,13 \pm 0,01 \mu\text{g cm}^{-2}$ und für Kiefer bei $0,29 \pm 0,02 \mu\text{g cm}^{-2}$.

Die mittleren Werte von $g_{\min}$ lagen bei etwa $2,6 \text{ mmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ für die Laubbaumarten und etwa halb so hoch für die Nadelbaumarten, was den in der Literatur genannten Werten entspricht (Duursma et al., 2019). Häufig wurde, vor allem bei der Buche, eine signifikante Zunahme von $g_{\min}$ von Frühsommer bis Spätsommer gemessen. Dies ging jedoch in der Regel nicht mit einer Zunahme der von den Blättern abgewaschenen Ionenkonzentrationen im Jahresverlauf einher, so dass auf diese Weise eine Zunahme von HAS durch Akkumulation von deponierten Aerosolen nicht nachweisbar war. Interessanterweise ergaben sich aber in 80 % der Fälle signifikante Korrelationen, wenn pro Baumart über alle Standorte und Beprobungen hinweg die Konzentrationen einzelner Ionenarten einerseits und $g_{\min}$ andererseits verglichen wurden. Dies weist auf ursächliche Zusammenhänge zwischen Aerosoldeposition und dem $g_{\min}$ von Blättern und Nadeln hin, auch wenn diese signifikanten Korrelationen häufig negativ waren. Positive Korrelationen sind zu erwarten, wenn sich $g_{\min}$ durch Aerosoleintrag nach und nach steigert, weil sich HAS etabliert. Negative Korrelationen könnten sich dann ergeben, wenn Blätter mit erhöhtem $g_{\min}$ vermehrt Ionen über die Stomata aufnehmen und diese Ionen deshalb nicht mehr abgewaschen werden können. Bei getrennter Betrachtung von Baumarten und Ionen unter Einbeziehung bekannter Erkenntnisse aus den Kronenraumbilanzen (Ulrich 1983; 1991) von

Monitoring-Flächen wurde deutlich, dass die Aerosoldeposition nicht ohne Weiteres aus den Zusammensetzungen der Waschlösungen abgelesen werden konnte, sondern abhängig von Ion und Baumart die Kronenraum-Interaktionen (KRI) zu berücksichtigen ist.

So waren beim Vergleich der Waschlösungen von Laub- und Nadelbaumarten auf den Nadeln tiefere pH-Werte und damit höhere H_3O^+ -Ionenanteile enthalten als auf den Laubblättern. Dort wo Laub- und Nadelbäume benachbart standen, kann von vergleichbarer chemischer Zusammensetzung der Einträge ausgegangen werden. Dies lässt für die Laubbäume auf stärkere Abpufferung der H_3O^+ -Ionen durch die basisch wirkenden Kationen Calcium, Magnesium und Kalium schließen, was ebenfalls in der Literatur beschrieben wird (Bredemeier, 1988). Eine Abpufferung von H_3O^+ -Ionen war auch auf den älteren Nadeljahrgängen von Kiefer und Fichte im jeweiligen Vergleich mit den jüngeren Nadeln zu erkennen, hier überwiegend durch Kalium. Auf den älteren Nadeln von Fichte wurden außerdem die höchsten relativen Konzentrationen von Ammonium gefunden, wohingegen Nitrat von älteren Fichtennadeln und Laubblätter offenbar effektiv aufgenommen wurden. Beides kann im Hinblick auf die mögliche Blattaufnahme für die Pflanzen sinnvoll interpretiert werden, da die Fichtenstandorte insgesamt gering mit Stickstoff versorgt waren und andererseits eine zu starke Ammoniumaufnahme auf Pflanzen toxisch wirken kann (Britto et al., 2001; de Castro et al., 2022). Bei Ammonium tragen auch Umsetzungsprozesse in bakteriellen Gemeinschaften der Phyllosphäre (Blattoberfläche) zum Abbau bei (Orevi und Kashtan, 2021; Guerrieri et al., 2024).

Kiefer war diejenige Baumart, die beim Vergleich der Korrelationen zwischen Ionenkonzentrationen und $g_{\min}$ über alle Beprobungen hinweg die größte Übereinstimmung mit dem Kronenraumbilanz-Modell nach Ulrich (1983; 1991) hatte. Natrium, das laut diesem Modell nicht mit dem Kronenraum interagiert und daher im Modell als Parameter für Aerosoldeposition gilt, war positiv mit $g_{\min}$ korreliert. Die Nährstoffe Stickstoff und Schwefel waren negativ korreliert, ebenso wie die H_3O^+ -Ionen. Letztere werden im Kronenraummodell dadurch abgepuffert, dass die Blätter Kalium, Calcium und Magnesium abgeben. Tatsächlich waren diese drei Ionen für Kiefer positiv mit $g_{\min}$ korreliert. Ähnlich verhielt es sich bei Eiche, allerdings nur beim jeweils ersten Beprobungszeitpunkt pro Jahr im Frühsommer. Für Buche und Fichte waren die Verhältnisse schwieriger nachzuvollziehen. Bei Fichte war aber zu erkennen, dass sich die Ionenaufnahme mit steigendem Nadelalter allgemein intensivierte. Das Ergebnis dieser Analysen war damit zum einen, dass eine realistische Abschätzung der Deposition durch die Waschlösungen aufgrund der Gleichzeitigkeit von Aerosoldeposition und Blattaufnahme erschwert ist. Der Vergleich mit Kiefer, wo die Prozesse besser getrennt zu sein scheinen, kann jedoch möglicherweise bei der Interpretation der anderen Baumarten nützlich sein.

Aus Sicht der HAS-Hypothese könnten mögliche Ursachen für die Unterschiede zwischen den Baumarten in unterschiedlichen anatomischen und morphologischen Eigenschaften der Blätter und Nadeln begründet sein. Kiefernadeln haben eine den Schließzellen vorgelagerte Vorkammer, wo die HAS-Etablierung vermutlich nur langsam vorankommt, aufgrund der dortigen Windstille und der für diffusive Prozesse weiten Distanz. Neben dieser im Vergleich zu den anderen Arten langsamen HAS-Etablierung könnte die hohe Mikrorauigkeit von Kiefernadeln zu hohen Depositionsraten von sub-Mikrometer Aerosolen (Saebo et al., 2012) dazu geführt haben, dass eine positive Natrium- $g_{\min}$ -Korrelation nur bei Kiefer auftrat. Für die anderen Baumarten und Ionen könnte frühzeitig etabliertes HAS zu hohem $g_{\min}$ und schon frühzeitig zu effektiver Ionenaufnahme ins Blatt geführt haben, so dass sich negative Korrelationen ergaben.

Neben $g_{\min}$ war der zweite Trockenstressparameter das Wasserpotential am Turgorverlustpunkt (π_{TLP}). Der Parameter π_{TLP} wird durch den Wasserzustand des Blattes bestimmt und ist damit sowohl vom Wasserzustand des Bodens als auch der Atmosphäre abhängig, was die

Interpretation im Vergleich zum weitgehend bodenunabhängigen Parameter $g_{\min}$ erschwert. Da technische Limitierungen bei trockenen Bedingungen die Messung des Bodenwasserpotentials auf den Level-II-Monitoring-Flächen einschränken, konnte die ursprünglich vorgesehene Überprüfung eines Zusammenhangs zwischen π_{TLP} und Aerosoldeposition nicht wie geplant durchgeführt werden. Verschiedene Arten können jedoch an den Standorten verglichen werden, wo sie parallel beprobt wurden und daher von ähnlichen Bodenwasserverhältnissen ausgegangen werden kann. Für die anisohydrischen Buchen und Eichen nahm π_{TLP} in der Regel im Jahresverlauf ab, besonders im sehr trockenen Jahr 2022. Dies stand im Gegensatz zum Verhalten der isohydrischen Arten Fichte und Kiefer, bei denen im Jahresverlauf sogar häufig eine Zunahme von π_{TLP} zu beobachten war. Die abnehmenden π_{TLP} -Werte von Buchen und Eichen zeigten die Osmoregulation, also die Anpassung an trockene Bedingungen im Jahresverlauf. Bei Kiefern und Fichten war diese physiologische Anpassung dagegen nicht erkennbar, und dort, wo der π_{TLP} -Wert im Lauf des Jahres zunahm, ist von einer Abnahme der osmotischen Anpassung auszugehen und somit weniger Vorsorge gegenüber Trockenperioden. Selbst am Standort Holzland, wo die Fichten im Lauf des Jahres 2022 abstarben, war zuvor kein Absinken von π_{TLP} zu erkennen. Allerdings gibt es auch Zweifel ob Bäume ihren Turgorverlustpunkt über die gesamte Vegetationsperiode hinweg an geänderte Wasserverfügbarkeit anpassen (Kunert, 2025). Für die neun wichtigsten Ionen waren die Ionenkonzentrationen der Waschlösungen in immerhin 43 % der Korrelationen signifikant mit dem Wasserpotential am Turgorverlustpunkt korreliert, was aufgrund der Tatsache, dass π_{TLP} auch von den Bodenwasserverhältnissen mitbestimmt wird, ein bemerkenswert hoher Wert ist. Über alle Probetermine hinweg kam es für Kiefer, Fichte und Eiche, sowie im Spätsommer für Buche zu Korrelationen mit den H_3O^+ -Konzentrationen bzw. dem pH-Wert. Höhere Konzentrationen von H_3O^+ -Ionen waren mit einem negativeren π_{TLP} korreliert, und damit einem Zeichen für verstärkten Wassermangel. Für die zwei Nadelbaumarten waren insgesamt auch höhere Konzentrationen von Sulfat- und Chlorid-Ionen mit einem negativeren π_{TLP} korreliert. Für alle vier Baumarten waren an mindestens einem Beprobungszeitpunkt höhere Konzentrationen von H_3O^+ , Ammonium, Nitrat und Chlorid mit einem negativeren π_{TLP} korreliert. Auch diese Ergebnisse zeigen somit einen Zusammenhang zwischen der Ionenbelegung und der, hier durch π_{TLP} charakterisierten, Trockenheitstoleranz. Eine mechanistische Erklärung hierfür mit der HAS-Hypothese ergibt sich dadurch, dass die durch VPD charakterisierte atmosphärische Trockenheit durch HAS effektiver in das Blatt übertragen wird (Chi et al., 2023). Der für π_{TLP} im Vergleich zu $g_{\min}$ weniger enge Zusammenhang mit der Ionenbelegung dürfte vor allem auf den Einfluss des Bodenwassers zurückzuführen sein.

Das Kohlenstoff-Isotopenverhältnis innerhalb der Kronen war in den Lichtkronen weniger stark negativ als in den Schattenkronen. Da dieser Vergleich jeweils verschiedene Äste desselben Baumes betraf, ist davon auszugehen, dass die Umgebungsbedingungen bezüglich der Bodenwasserversorgung weitgehend vergleichbar waren. Das Ergebnis kann daher so interpretiert werden, dass die Stomata in den Lichtkronen weniger weit geöffnet waren als in den Schattenkronen. Das Kohlenstoff-Isotopenverhältnis spiegelte außerdem die deutlich erhöhte Trockenheit des Jahres 2022 gegenüber 2023 wider. Ein direkter Zusammenhang mit der Aerosoldeposition ist nicht erkennbar.

Das Stickstoff-Isotopenverhältnis war sehr stark ortsabhängig. Am Stärksten negativ war das Isotopenverhältnis in Britz und damit an dem Ort mit den nach den Daten des Umweltbundesamts höchsten Feinstaubwerten. Stark negative Werte der Stickstoff-Isotopen sind generell mit hohen Ammoniak- und Ammonium-Werten und damit landwirtschaftlicher Herkunft verbunden, positive Werte dagegen mit den aus Verbrennungsprozessen entstehenden Stickoxiden. Das Verhältnis ist aber neben atmosphärischen Einflüssen auch stark von

Bodenprozessen abhängig, so dass der atmosphärische Einfluss hier nicht klar beurteilt werden konnte.

Um mögliche weitere Zusammenhänge zwischen den untersuchten Parametern aufzudecken, wurde eine Hauptkomponentenanalyse mit den fünf gemessenen Parametern $g_{\min}$, π_{TLP} , Kontaktwinkel, $\delta^{13}C$ und $\delta^{15}N$, sowie den Feinstaubparametern Leitfähigkeit, Ammonium, Nitrat und Sulfat durchgeführt. Die Hauptkomponentenanalyse zeigte eine relativ geringe Erklärung der Varianz von unter 50 % durch die ersten beiden Hauptkomponenten, wobei $g_{\min}$ und $\delta^{13}C$ in der ersten Hauptkomponente die höchsten Faktorladungen hatten. Dass dabei höheres $g_{\min}$ mit weniger negativem $\delta^{13}C$ und damit weniger weit geöffneten Spaltöffnungen verknüpft war, ist sinnvoll, da höheres $g_{\min}$ verstärkte hydraulische Aktivierung mit verstärktem stomatärem Flüssigwasserverlust bedeutet, was verringerte Spaltöffnungsweite als Gegenreaktion zur Folge hat. In der zweiten Hauptkomponente hatten der Kontaktwinkel und $\delta^{15}N$ mit die höchste Faktorladung. Zu beiden Hauptkomponenten trugen die Feinstaubparameter wenig bei.

Aus den parallel zu den Freilanduntersuchungen durchgeführten chemischen und mikroskopischen Wachsanalysen von Kiefern- und Fichtensetzlingen ließen sich hinsichtlich der Interaktion mit Aerosolen keine wesentlichen neuen Erkenntnisse ziehen. Zwischen den Pflanzen aus Gewächshäusern mit und ohne Partikelabschluss gab es bezüglich der chemischen Zusammensetzung und Menge der Wachse keine Unterschiede. Im Rasterelektronenmikroskop waren zwar wiederholt amorphe Bereiche auf den Nadeloberflächen zu finden, die den bekannten Schadensbildern von „Wachsdegradation“ ähnlich waren. Sie ließen sich jedoch nicht mit letzter Sicherheit den Aerosolen der Umgebungsluft zuordnen, da es ähnliche Bilder teilweise auch aus dem Gewächshaus mit gefilterter Luft gab. Aufgrund der Gewächshausituation mit Sommertemperaturen teilweise über 40 °C könnte dies teilweise auch temperaturbedingt sein.

Fazit

Die dreijährige, deutschlandweite Freiland-Untersuchung erbrachte für die vier Baumarten Kiefer, Fichte, Buche und Eiche an insgesamt 13 Standorten und jeweils sieben Probeterminen eine Vielzahl an Einzelergebnissen. Aus diesen ließen sich einige konsistente Beobachtungen und Trends herausfiltern, die teils physiologischen und teils Umwelt-Einflüssen zugeordnet werden können. Zu ersteren gehört die auf den stabilen Kohlenstoffisotopen der Blätter beruhende Beobachtung, dass für alle vier Baumarten die Spaltöffnungen in der Schattenkrone weiter geöffnet waren als in der Sonnenkrone.

Im Fokus der Untersuchungen standen die Aerosoleinträge, die über das Blatt-Abwaschverfahren charakterisiert wurden. Über alle Baumarten, Standorte, Probenahmeterminen und die neun wichtigsten Ionen hinweg war die minimale epidermale Leitfähigkeit der Blätter ($g_{\min}$) in 80 % der Fälle signifikant mit der Ionenkonzentration im Abwaschwasser der Blätter korreliert. Für Kiefer verhielten sich die Ionen im Abwaschwasser der Nadeln analog zu ihrer jeweils bekannten Rolle im Bestandesniederschlag von Kronenbilanzuntersuchungen. Die positive Korrelation zwischen Natrium, als Anzeiger für Aerosoldeposition und $g_{\min}$, als Parameter für Trockentoleranz, belegt, dass die Aerosoldeposition den Wasserhaushalt der Kiefern beeinflusste. Für die anderen Baumarten waren die Zusammenhänge aufgrund der Kronenrauminteraktion komplexer. Die Studie zeigt dennoch eindrücklich und erstmals in dieser Breite, dass Aerosoldeposition und Ionenaufnahme über Blätter und Nadeln in enger Beziehung stehen zur minimalen Leitfähigkeit.

Die für Kiefer, Fichte und Eiche generell und für Buche im Sommer auftretenden signifikanten Beziehung zwischen dem Turgorverlustpunkt und dem pH-Wert der Abwaschlösung

kombinieren physiologische und Umwelt-Einflüsse. Die HAS-Hypothese liefert hierfür zumindest einen Interpretationsansatz.

Aufgrund dieser engen und erstmals beschriebenen Zusammenhänge zwischen den Trockentoleranz-Parametern und den von den Blattoberflächen abwaschbaren Ionen macht diese Studie ein direktes Zusammenwirken von Luftverschmutzung und Trockenheit im Hinblick auf das Waldschadensgeschehen wahrscheinlicher. Sie kann die Grundlage für detaillierte Überprüfungen in der Zukunft bilden.

Summary

Introduction:

The study is the first to investigate the hypothesis that particulate matter deposition reduces the resilience of forest trees to the increasing drought caused by climate change. It thus pursues a joint interpretation of the two large-scale forest damage phenomena before and after the turn of the century, which were previously considered largely in isolation.

Forests in Germany have been in poor condition for a long time. The current Forest Condition Report 2023 published by the Federal Ministry of Food and Agriculture (BMEL) classifies four out of five trees (80%) of the most common species spruce, pine, beech and oak as diseased due to crown defoliation, with three tree species even showing significant defoliation in over 40% of trees each (BMEL, 2024). In addition to high crown defoliation, the current dieback rates are also higher than the long-term averages for spruce (2023: 1.2%; 1990 – 2023: 0.5%), pine (2023: 1%; 1990 – 2023: 0.3%) and beech (2023: 0.3 %; 1990 – 2023: 0.1 %; BMEL, 2024). For spruce forests in particular, the dry years 2018 to 2020 led to large-scale dieback as a result of drought and subsequent bark beetle infestation.

Large-scale, regional ‘tree mortality’ has also been reported worldwide for around 20 years (Bigler et al., 2006; van Mantgem et al., 2009, Allen et al., 2010; Hartmann et al., 2018; Forzieri et al., 2022; McDowell et al., 2022). The overall reasons for this are diverse and the damage cannot usually be attributed to individual influencing factors. However, abiotic drought stress is very often a triggering factor before biotic stress factors such as insects and disease infestation lead to extreme damage and death (Anderegg et al., 2019; Ferretti et al., 2021). Drought stress is not only caused by a lack of soil water, but increasingly by ‘atmospheric drought’. This pronounced form of atmospheric undersaturation is characterized by the atmospheric pressure deficit (VPD), which is the difference between saturation vapour pressure and current vapour pressure. Since the former increases exponentially with temperature, while the current vapor pressure usually changes only slightly, climate change has led to a large-scale, almost exponential increase in VPD in many regions of the world in recent years (Novick et al., 2024). The VPD is the driving force for the ascending water transport of plants in the plant vascular system (xylem) and thus for plant transpiration: increasing VPD therefore increases the transpiration suction. On the one hand, higher plants are passively adapted to the undersaturated atmosphere by the almost completely water-impermeable cuticle covering about 95% of the leaf surface. On the other hand, they can react to the increasing VPD through the actively controllable stomata by reducing their opening widths and thus the stomatal conductance, which regulates plant transpiration and at the same time CO₂-uptake from the air. However, a permanent increase in VPD can, under certain circumstances, overload these protective mechanisms, especially when soil water is reduced due to drought and for shallow-rooted tree species such as spruce. While the minimum conductance determined by the cuticle always forms the last line of defence, the reduction of the stomatal opening width in response to drought depends on the species-specific water strategy of the plants: Species with an isohydric, drought-avoiding strategy (e.g. pine, spruce) stabilize their leaf water status (leaf water potential) through early stomatal closure, but thereby also reduce CO₂-uptake and thus photosynthesis. In contrast, species with an anisohydric, drought-tolerant strategy (e.g. beech, oak) leave the stomata open even longer at increased VPD, which enables them to take up CO₂ and photosynthesize at the cost of increased water loss and reduced leaf water potential (Adams et al., 2010). Despite their rather cautious strategy towards drought, isohydric tree species are more vulnerable to ‘tree mortality’ than anisohydric ones (McDowell et al., 2008; Hartmann et al., 2013; Grossiord et al., 2020). The cause of this is not yet fully understood.

Large-scale forest damage was also observed in Central Europe and eastern North America in the 1980s and 1990s and was labelled ‘forest dieback’ at the time (Schütt, 1977; Ulrich, 1990). Although crown thinning was also the typical primary damage characteristic at that time, drought usually played only a subordinate role in the discussion of possible causes. Instead, there was a scientific consensus that the cause of ‘forest dieback’ was the considerable air pollution from industry and transport at the time (Schulze, 1989). The most severely damaged forests were located in the low mountain ranges, far away from the major sources of air pollution, where the strong acids sulphuric acid and nitric acid formed from atmospheric oxidation of sulphur dioxide and nitrogen oxides arrived as ‘acid rain’ (Lindberg et al., 1986). More controversial than the cause, however, was the search for the pathway of action: the suspicion of direct damage to the leaves by acid rain or fog initially seemed likely for pine and spruce on the basis of scanning electron microscope (SEM) images with so-called ‘wax degradation’, but the further chain of action was missing (Turunen and Huttunen, 1990; Trimbacher and Weiss, 1999). For the present study, it is significant that the particulate matter also present on the leaves as part of the ‘dry deposition’ was usually only mentioned at all if it could be recognised as crystalline in the SEM. Rather, ecosystem approaches came to the fore as the cause of ‘forest dieback’, in which the effect of atmospheric inputs on chemical and biological processes in forest soils, in relation to toxicity (e.g. aluminium ions in soil solution) and with regard to possible nutrient imbalances were investigated. The results of these chemically orientated research approaches included the definition of critical loads as still tolerable ecosystem inputs of nitrogen and sulfur, as well as cumulative ozone critical levels (Schulze et al., 1989; Fuhrer et al., 1997). Today, they are an integral part of the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (CLTRAP) of the United Nations Economic Commission for Europe (UNECE). Together with dose-response models, they form the scientific basis for the operation of long-term monitoring stations since technical measures to improve the air pollution situation have consolidated the acute symptoms of forest damage at a high but stable level.

‘Forest dieback’ (approximately 1980 – 2000; focus on air pollution) and ‘tree dieback’ (since approximately 2005; focus on drought stress) have so far largely been considered in isolation with regard to their genesis. A common functional connection would have to be that air pollution reduces the drought tolerance of trees. In fact, such a connection was also searched for at the beginning of the ‘forest dieback’ due to similar symptoms (Schütt, 1977). On the other hand, the fact that a direct, hygroscopic effect of particulate matter on trees was not considered as a cause for a long time remained an omission in research into the causes of ‘forest dieback’. In explanatory models for ‘forest dieback’, particulate matter played practically no role as part of the ‘dry deposition’ with its low quantitative inputs of nitrogen, sulphur and heavy metals compared to rain, fog and trace gases. The omission was to categorise the aerosols deposited on leaf surfaces as chemically non-reactive, which contradicts the findings of cloud physics, where almost all aerosols are considered hygroscopic (Tang et al., 2019b). As their physicochemical properties do not change significantly when they are deposited on leaf surfaces, similar behaviour is to be expected. In addition, there is also increased humidity near the surface within the leaf boundary layer due to the stomatal transpiration of the plants. Almost all salts dissolve well below 100% humidity in the water vapour of the ambient air, a process known as deliquescence. For example, the deliquescence humidity of common salt is 75% relative humidity (RH; Pilinis, 1987) regardless of temperature, and for most other atmospherically important salts, it is also below 80% RH. The highly concentrated salt solutions formed from the deliquescent salts can therefore exist continuously on leaf surfaces as thin water films that are not visible to the naked eye, even under dry summer weather conditions (Burkhardt and Hunsche, 2013; Katata and Held, 2021; Orevi and Kashtan, 2021; Tredenick et al., 2022). These have the properties of liquid water, so ammonia, for example, can dissolve in them (Burkhardt

and Eiden, 1994) and spread dynamically when air humidity fluctuations lead to repeated cycles of deliquescence and efflorescence (crystallisation; Qazi et al., 2019). In this way, the salt solution films can enter the stomata and along the stomatal walls into the substomatal cavity, where they meet the liquid water coming from the roots. This process of 'hydraulic activation of stomata' (HAS; Burkhardt, 2010) extends the plant's hydraulic system to the leaf surface. In principle, HAS enables the transport of water and the substances dissolved and dispersed in it in both directions, with the respective water potential and concentration gradients determining the direction. This influences or enables transpiration, foliar water uptake (FWU), leaching losses and uptake of ions by stomata along these transport pathways (Burkhardt, 2010; Schreel et al., 2020; Burkhardt et al., 2023, Koch et al., 2025). The influence on stomatal transpiration is particularly significant because it is usually assumed that the water coming from the roots evaporates within the substomatal cavity and leaves the stomata completely as water vapour. However, this is changed by HAS: part of the water leaves the stomata as a thin liquid film and evaporates from the surface. The thickness of these films has been estimated to be about 0.1 µm (Burkhardt and Eiden, 1994) and is thus significantly smaller than stomatal dimensions of usually about 10 µm. An important consequence of the HAS hypothesis is that once established, hydraulic connections may still be effective in closed stomata, resulting in increased minimum conductance and reduced drying tolerance.

The latter part of the HAS-hypothesis in particular has been clearly and consistently supported in laboratory and greenhouse experiments in recent years (Grantz et al., 2018; Burkhardt et al., 2018; Chi et al., 2023). Aerosols were found to increase the minimum conductance (g_{min}) by 20% to 100% for pine, beech and spruce, among others, both in aerosol exclusion experiments comparing plants from normal and filtered air and in aerosol addition by spraying with salt solutions (Burkhardt and Pariyar, 2014; Grantz et al., 2018). The influence of aerosols on gas exchange is more difficult to prove due to the dependence on the water strategy, but there is much to suggest that deposited aerosols act like additional VPD, so that transpiration is increased for anisohydric plants, while photosynthesis is reduced for isohydric plants (Burkhardt et al., 2023; Chi et al., 2023).

Air pollution could therefore lead to reduced drought tolerance of trees through the deposition of hygroscopic salts and acids on leaves, and the proof planned with this study in the field could close an important research and explanatory gap.

The present study therefore searched for evidence that the dry deposition of particulate matter

- increases the transpiration of plants and reduces the water potential and thus the water status (in trees with an anisohydric water strategy)
- limits photosynthesis (for trees with an isohydric strategy)
- reduces drought tolerance

Sites and methods:

Samples were taken from sites of the four main tree species European beech (*Fagus sylvatica*), Sessile oak (*Quercus petraea*), Norway spruce (*Picea abies*) and Scots pine (*Pinus sylvestris*) at a total of 13 sites throughout Germany. More than one tree species could be sampled at some sites. In total, beech and pine were sampled at six sites each, spruce at five and oak at three sites. Most of the locations belong to Level II sites of the intensive forest monitoring in Germany (ICP Forests). In addition, an experimental plot of the Thünen Institute in Britz and an experimental plot of the Technical University of Munich in Kranzberg were examined. The sites were selected

on the basis of PM_{2.5} particulate matter pollution in such a way that the widest possible ranges of concentration and composition were covered.

Leaf sampling was carried out on seven dates per site from 2021 to 2024. In 2022 and 2023, samples were taken three times at each site, as it was expected that particulate matter would accumulate over the season. For beech and oak trees, these samplings were carried out in early summer (May/June), summer (July/August) and late summer (September). In the case of conifers, summer sampling was instead carried out in winter (November – March). In addition, two age classes of needles were sampled of pine and three age classes of spruce were sampled as an accumulation of particulate matter was also expected in older needles. This should allow conclusions to be drawn about particle accumulation with age and possibly about ion exchange processes via the leaf surface as part of the canopy interaction.

The leaf and needle samples from the treetops were taken by tree climbers or with the help of a crane. The samples were transported cooled to the laboratory. The leaves and needles were washed-off with water to determine the quantity and content of the deposited aerosol matter. An important parameter is the conductivity, which describes the total amount of ions in the water. Other important parameters are sodium, H₃O⁺, ammonium, nitrate, sulfate, chloride, potassium, calcium and magnesium, which are ionic components of hygroscopic particulate matter.

Possible drought stress effects caused by particulate matter were mainly analyzed using two parameters. The minimum epidermal conductance ($g_{\min}$, see 1.2.1) is determined via the weight progression when cut leaves dry out, whereby the stomata are closed due to the loss of turgor. The measurement method is purely physical and $g_{\min}$ is an indicator of the water loss that cannot be prevented by the plant and thus the drought tolerance, making it the most meaningful measurement parameter. The second drought stress parameter is the water potential at the turgor loss point (π_{TLP} , see 1.2.2) and was determined using a vapor pressure osmometer. The parameter reflects an active adaptation response of the plant to drought stress, known as osmoregulation. In this process, the plant synthesizes osmotically active compounds and can thus counteract the loss of water from the cells. The starting point of the investigations was therefore the question of whether the amount of washed-off particulate matter correlates with a higher $g_{\min}$ and a lower π_{TLP} .

Other leaf parameters investigated were the isotope ratios of nitrogen and carbon as well as the contact angle of applied water droplets. The isotope ratio of carbon $\delta^{13}\text{C}$ is a long-term indicator of the duration of stomatal opening, as (partial) closure of the stomata leads to more heavy carbon isotopes being assimilated and incorporated into the leaf. $\delta^{13}\text{C}$ is therefore an indicator of drought stress, at least in samples with otherwise identical conditions, especially in isohydric plants.

Contact angles could serve as an indicator of altered hydrophobicity of leaf surfaces due to aerosol deposition. The isotope ratio of nitrogen can be an additional assessment criterion for sources in the agricultural or transport sector, so it is more of an indicator of the origin of particulate matter.

The waxes on pine and spruce needles grown in greenhouses with filtered and unfiltered air were also analyzed. The analysis was carried out both under a scanning electron microscope and chemically using gas chromatography and a mass spectrometry.

The data analysis to detect factors influencing $g_{\min}$ and π_{TLP} was carried out using variance analyses. In addition, a principal component analysis was carried out to uncover further possible correlations between the variables. The different ions interact with the leaf surfaces to varying

degrees as part of the canopy interaction (KRI), which includes the processes of leaching, uptake and microbial conversion. Conclusions on KRI were drawn from the relative ratios of the ion composition and from the correlations between the drought tolerance parameters $g_{\min}$ and π_{TLP} on the one hand and the most important ion concentrations determined from the washing solutions on the other hand.

Results and Discussion:

The aerosol quantities found on the leaf surface were relatively low compared to other field studies (Freer-Smith et al., 2005; Burkhardt, 2010; Seabo et al., 2012). They were on average $0.33 \pm 0.01 \mu\text{g cm}^{-2}$ for beech, $0.55 \pm 0.04 \mu\text{g cm}^{-2}$ for oak, $0.13 \pm 0.01 \mu\text{g cm}^{-2}$ for spruce and $0.29 \pm 0.02 \mu\text{g cm}^{-2}$ for pine.

The mean values of $g_{\min}$ were about $2.6 \text{ mmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ for deciduous tree species and about half that for coniferous tree species, which corresponds to the values reported in literature (Duursma et al., 2019). A significant increase in $g_{\min}$ was often measured from early summer to late summer, especially in beech. However, this was usually not accompanied by an increase in ion concentrations washed-off the leaves during the year, so that an increase in HAS due to the accumulation of deposited aerosols was not detectable in this way. Interestingly, however, significant correlations were found in 80 % of cases when the concentrations of individual ion species on the one hand and $g_{\min}$ on the other hand were compared for each tree species across all sites and samples. This indicates causal relationships between aerosol deposition and the $g_{\min}$ of leaves and needles, even if these significant correlations were often negative. Positive correlations are to be expected if $g_{\min}$ gradually increases as a result of aerosol deposition because HAS becomes established. Negative correlations could result if leaves with increased $g_{\min}$ take up more ions via the stomata and these ions can therefore no longer be washed away. When considering tree species and ions separately, taking into account known findings from the canopy interaction (Ulrich 1983, 1991) of monitoring plots, it became clear that aerosol deposition could not be readily deduced from the compositions of the washing solutions, but that canopy interactions (KRI) must be taken into account depending on the ion and tree species.

Thus, when comparing the washing solutions of deciduous and coniferous tree species, the needles contained lower pH values and thus higher H_3O^+ ion contents than the deciduous leaves. Where deciduous and coniferous trees were adjacent, it can be assumed that the chemical composition of the inputs was comparable. This suggests a stronger buffering of the H_3O^+ ions by the basic cations' calcium, magnesium and potassium for the deciduous trees, which is also described in the literature (Bredemeier, 1988). Buffering of H_3O^+ ions was also evident on the older pine and spruce needles in comparison with the younger needles, here predominantly by potassium. In addition, the highest relative concentrations of ammonium were found on the older needles of spruce, whereas nitrate was taken up by older spruce needles and deciduous leaves with obvious effectiveness. Both can be meaningfully interpreted with regard to the possible leaf uptake for the plants, as the spruce sites were generally low in nitrogen and excessive ammonium uptake can have a toxic effect on plants (Britto et al., 2001; de Castro et al., 2022). In the case of ammonium, conversion processes in bacterial communities in the phyllosphere (leaf surface) also contribute to degradation (Orevi and Kashtan, 2021; Guerrieri et al., 2024).

Pine was the tree species that showed the greatest agreement with the canopy interaction model according to Ulrich (1983; 1991) when comparing the correlations between ion concentrations and $g_{\min}$ across all samples. Sodium, which according to this model does not interact with the canopy and is therefore considered a parameter for aerosol deposition in the model, was positively correlated with $g_{\min}$. The nutrients nitrogen and sulphur were negatively correlated,

as were the H_3O^+ ions. The latter are buffered in the canopy model by the fact that the leaves release potassium, calcium and magnesium. In fact, these three ions were positively correlated with $g_{\min}$ for pine. The situation was similar for oak, but only at the first sampling time per year in early summer. For beech and spruce, the relationships were more difficult to understand. In the case of spruce, however, it was evident that ion uptake generally intensified with increasing needle age. The result of these analyses was, that a realistic estimation of the deposition by the washing solutions is difficult due to the simultaneity of aerosol deposition and leaf uptake. However, the comparison with pine, where the processes appear to be better separated, may be useful in interpreting the other tree species.

From the point of view of the HAS hypothesis, possible causes for the differences between the tree species could be due to different anatomical and morphological characteristics of the leaves and needles. Pine needles have an antechamber upstream of the guard cells, where HAS establishment is probably slow due to the lack of wind and the long distance for diffusive processes. In addition to this slow HAS establishment compared to the other species, the high microroughness of pine needles could have led to high deposition rates of sub-micrometer aerosols (Saebo et al., 2012), resulting in a positive sodium- $g_{\min}$ correlation occurring only in pine. For the other tree species and ions, early established HAS could have led to high $g_{\min}$ and early effective ion uptake into the leaf, resulting in negative correlations.

In addition to $g_{\min}$, the second drought stress parameter was the water potential at the turgor loss point (π_{TLP}). The parameter π_{TLP} is determined by the water status of the leaf and is thus dependent on both the water status of the soil and the atmosphere, which complicates the interpretation in comparison to the largely soil-independent parameter $g_{\min}$. As technical limitations in dry conditions restrict the measurement of soil water potential at the Level II monitoring sites, the originally planned verification of a correlation between π_{TLP} and aerosol deposition could not be carried out as planned. However, different species can be compared at the sites where they were sampled in parallel and therefore similar soil water conditions can be assumed. For the anisohydric beeches and oaks, π_{TLP} generally decreased over the course of the year, especially in the very dry year 2022. This was in contrast to the behavior of the isohydric species spruce and pine, where an increase in π_{TLP} was even frequently observed over the course of the year. The decreasing π_{TLP} values of beeches and oaks showed osmoregulation, i.e. adaptation to dry conditions over the course of the year. In contrast, this physiological adaptation was not recognizable in pines and spruces, and where the π_{TLP} -value increased over the course of the year, a decrease in osmotic adaptation and thus less precaution against dry periods can be assumed. Even at the Holzland site, where the spruces died in the course of 2022, no decrease in π_{TLP} was previously recognizable. However, there are also doubts as to whether trees adapt their turgor loss point to changes in water availability over the entire vegetation period (Kunert, 2025). For the nine most important ions, the ion concentrations of the washing solutions were significantly correlated with the water potential at the turgor loss point in as many as 43% of the correlations, which is a remarkably high value due to the fact that π_{TLP} is also determined by the soil water conditions. There were correlations with the H_3O^+ concentrations and the pH value across all sampling dates for pine, spruce and oak, as well as in late summer for beech. Higher concentrations of H_3O^+ ions were correlated with a more negative π_{TLP} , and thus a sign of increased water deficiency. For the two conifer species, overall higher concentrations of sulphate and chloride ions were also correlated with a more negative π_{TLP} . For all four tree species, higher concentrations of H_3O^+ , ammonium, nitrate and chloride were correlated with a more negative π_{TLP} on at least one sampling date. These results thus also show a correlation between ion occupancy and drought tolerance, characterized here by π_{TLP} . A mechanistic explanation for this with the HAS hypothesis is that the atmospheric dryness characterized by VPD is more effectively transferred to the leaf by HAS (Chi et al., 2023). The less close

correlation with ion occupancy for π_{TLP} compared to g_{min} is probably mainly due to the influence of soil water.

The carbon isotope ratio within the crowns was less strongly negative in the light crowns than in the shade crowns. As this comparison concerned different branches of the same tree, it can be assumed that the environmental conditions with regard to soil water supply were largely comparable. The result can therefore be interpreted to mean that the stomata in the light canopies were less wide open than in the shade canopies. The carbon isotope ratio also reflected the significantly increased drought in 2022 compared to 2023. A direct correlation with aerosol deposition is not recognizable.

The nitrogen isotope ratio was highly location-dependent. The isotope ratio was most strongly negative in Britz, the location with the highest particulate matter levels according to the Federal Environment Agency's data. Strongly negative nitrogen isotope values are generally associated with high ammonia and ammonium levels and thus agricultural origin, while positive values are associated with nitrogen oxides resulting from combustion processes. However, in addition to atmospheric influences, the ratio is also strongly dependent on soil processes, so that the atmospheric influence could not be clearly assessed here.

A principal component analysis was carried out with the five measured parameters g_{min} , π_{TLP} , contact angle, $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, as well as the particulate matter parameters conductivity, ammonium, nitrate and sulphate, in order to uncover possible further correlations between the investigated parameters. The principal component analysis showed a relatively small explanation of the variance of less than 50% by the first two principal components, with g_{min} and $\delta^{13}\text{C}$ having the highest factor loadings in the first principal component. The fact that higher g_{min} was associated with less negative $\delta^{13}\text{C}$ and thus less wide-open stomata makes sense, as higher g_{min} means increased hydraulic activation with increased stomatal liquid water loss, resulting in reduced stomata width as a counter reaction. In the second principal component, the contact angles and $\delta^{15}\text{N}$ had the highest factor loadings. The particulate matter parameters contributed little to either principal component.

The chemical and microscopic wax analyses of pine and spruce seedlings carried out in parallel with the field tests did not provide any significant new findings with regard to interaction with aerosols. There were no differences in the chemical composition and quantity of waxes between the plants from greenhouses with and without particle exclusion. Although the scanning electron microscopy repeatedly showed amorphous areas on the needle surfaces that were similar to the known damage patterns of 'wax degradation', they could not be assigned with absolute certainty to the aerosols in the ambient air, as some similar images were also obtained from the greenhouse with filtered air. Due to the greenhouse situation with summer temperatures sometimes exceeding 40 °C, this could also be partly temperature-related.

Conclusion

The three-year, Germany-wide field study yielded a large number of individual results for the four tree species pine, spruce, beech and oak at a total of 13 locations and seven sampling dates each. From these, some consistent observations and trends could be filtered out, which can be attributed partly to physiological and partly to environmental influences. The former includes the observation, based on the stable carbon isotopes of the leaves, that for all four tree species the stomata were opened wider in the shade canopy than in the sun canopy.

The investigations focused on aerosol inputs, which were characterized using the leaf wash-off method. Across all tree species, locations, sampling dates and the nine most important ions, the minimum epidermal conductance of the leaves (g_{min}) was significantly correlated with the ion concentration in the washed-off water in 80 % of cases. For pine, the ions in the washed-off

water of the needles behaved analogously to their respective known role in the stand precipitation of crown interaction studies. The positive correlation between sodium, as an indicator for aerosol deposition, and g_{min} , as a parameter for drought tolerance, proves that aerosol deposition influenced the water balance of pine trees. For the other tree species, the relationships were more complex due to canopy interaction. Nevertheless, the study shows impressively and for the first time on this scale that aerosol deposition and ion uptake via leaves and needles are closely related to minimal epidermal conductance.

The significant relationship between the turgor loss point and the pH value of the washed-off water, which occurs for pine, spruce, and oak in general and for beech in summer, combines physiological and environmental influences. The HAS hypothesis provides at least one interpretation approach for this.

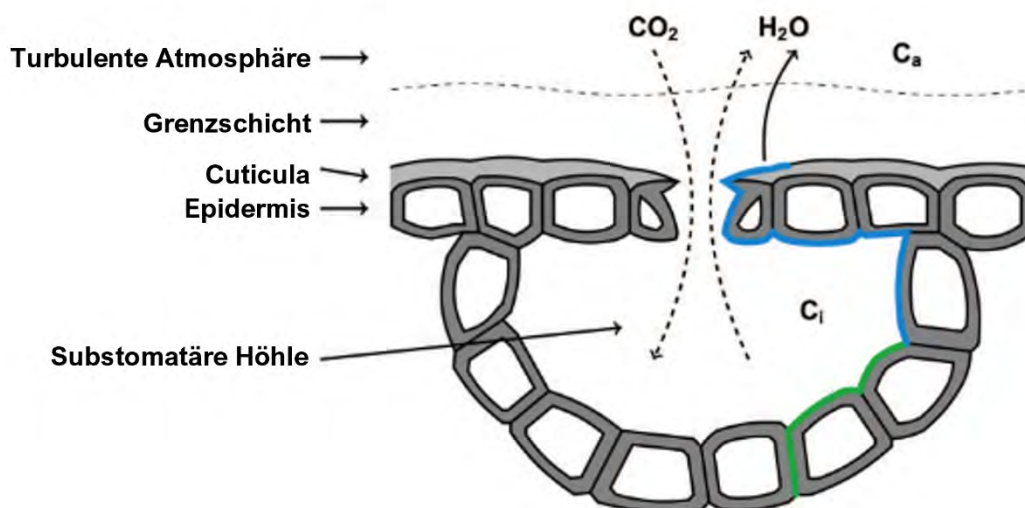
Due to these close and for the first time described correlations between the drought tolerance parameters and the ions that can be washed-off the leaf surfaces, this study makes a direct interaction between air pollution and drought with regard to forest damage more likely. It can form the basis for detailed investigations in the future.

1 Einleitung und Zielsetzung des Projekts

Die Wälder in Deutschland wie auch weltweit sind von einem fortschreitenden „Baumsterben“ (*tree mortality*) bedroht (Allen et al., 2010; Forzieri et al., 2022; Hartmann et al., 2018; McDowell et al., 2022). Die Gründe hierfür sind vielfältig mit komplexen Mechanismen. Es gibt unter anderem direkte Einflüsse des Klimawandels durch Dürre auf physiologische Prozesse wie Photosynthese und Wassertransport, sowie indirekte Einflüsse wie Insekten-Epidemien und Stürme (Forzieri et al., 2022; Hartmann et al., 2022). Dabei mehren sich die Anzeichen, dass durch den Klimawandel ein zusätzliches, exponentiell wachsendes Sättigungsdefizit der Atmosphäre entsteht und diese atmosphärische Dürre den Wassertransport und Gaswechsel der Pflanzen überfordert (Grossiord et al., 2020).

Während sich die weltweite Beobachtung und Analyse des Baumsterbens derzeit auf trockenheitsinduzierte Phänomene konzentriert, spielt die Luftverschmutzung, die dem in den 1980ern beobachteten „Waldsterben“ zugrunde lag (Singh und Agrawal, 2008; Bhargava, 2013), in dieser Diskussion so gut wie keine Rolle. Auch wenn die Luftverschmutzung in den letzten Jahrzehnten zurückgegangen ist, können weiterhin zu hohe Konzentrationen bestimmter Schadstoffe, wie z. B. Stickstoff, Ozon oder Feinstaub beobachtet werden. Es gibt Belege dafür, dass Luftverschmutzung und zunehmendes Sättigungsdefizit auf bisher weitestgehend unerkannte Weise zusammenwirken könnten, indem die erhöhte Feinstaubkonzentration in der Atmosphäre sich auf Blattoberflächen absetzt und die atmosphärische Trockenheit verstärkt (Grantz et al., 2018; Chi et al., 2023). Die Feinstaubbelastung der Luft hat sich selbst in abgelegenen Regionen der Welt in den letzten 200 Jahren um 50 bis 300 % erhöht (Andreae, 2007), wodurch sich auch mehr Aerosole auf den Blattoberflächen absetzen (Pandey und Choudhary; 2019). In Gewächshausversuchen zeigt sich, dass diese Ablagerungen den Trockenstress in Pflanzen erhöhen können (Grantz et al., 2018).

Abbildung 1: Hydraulische Aktivierung von Stomata (HAS)

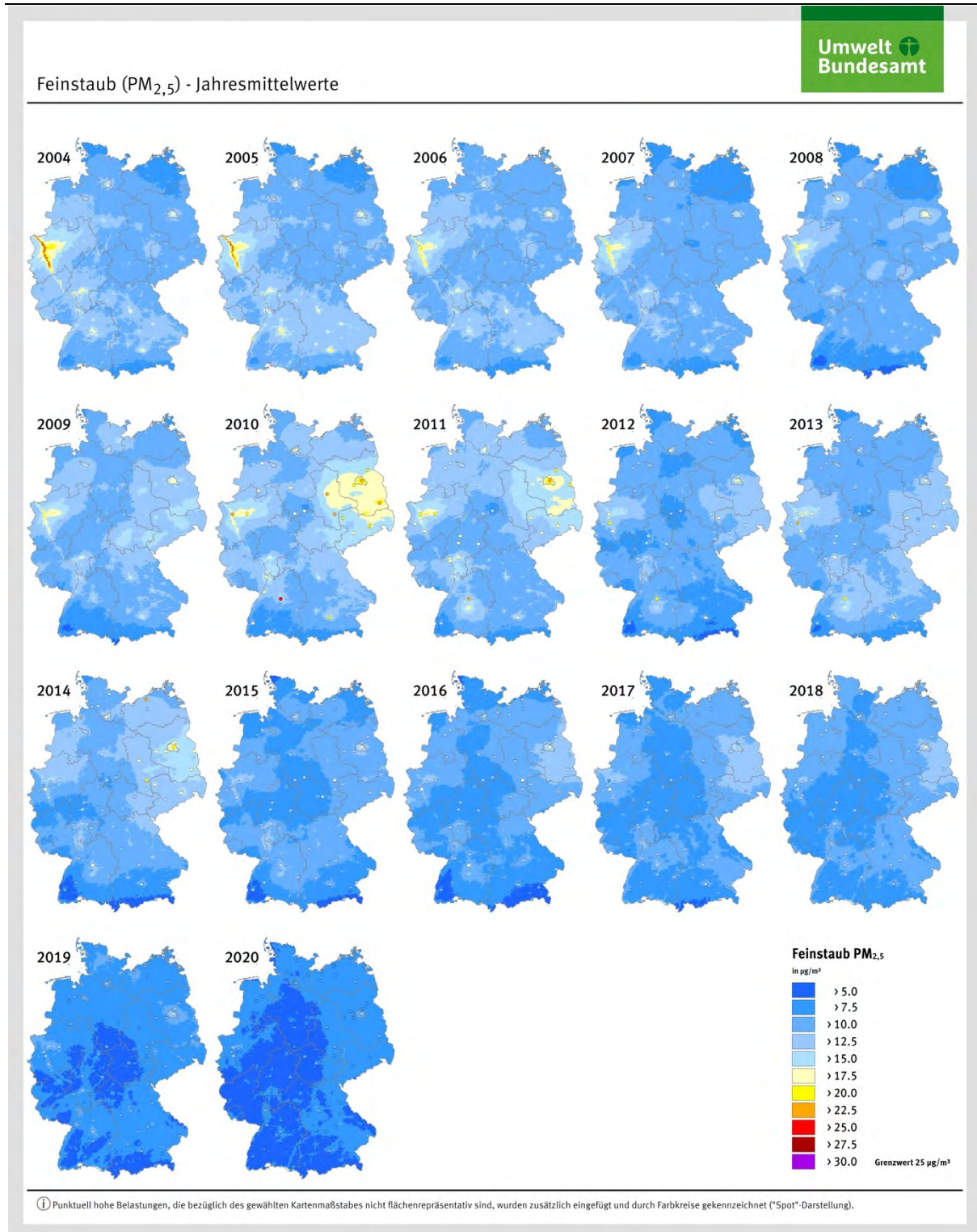


Hydraulische Aktivierung der Stomata (HAS): flüssiges Wasser formt sich durch Kondensation an hygroskopischen Partikeln auf der Blattoberfläche, von der es in die substomatäre Höhle kriecht (blaue Linie, Dicke < 100 nm) und sich mit apoplastischem Wasser (grüne Linie) verbindet. Dadurch ist das hydraulische System der Pflanzen auf die Blattoberfläche ausgedehnt. Unabhängig von der Öffnungsweite der Stomata erreicht flüssiges Wasser die Blattoberfläche, von der es verdunstet (durchgezogener Pfeil). Gestrichelte Pfeile zeigen Gasaustausch. C_a und C_i: externe und interne CO₂ Konzentration.

Quelle: geändert nach Burkhardt et al. (2018).

Laut Burkhardt (2010) bilden sich durch die Feinstaubablagerungen „hydraulisch aktivierte Stomata“ (HAS, Abbildung 1) aus. Durch diesen Vorgang werden die Stomata „undicht“ und die Pflanze verliert unkontrolliert Wasser.

Abbildung 2: Feinstaubverteilung in Deutschland (PM_{2,5}) in den Jahren 2004 bis 2020

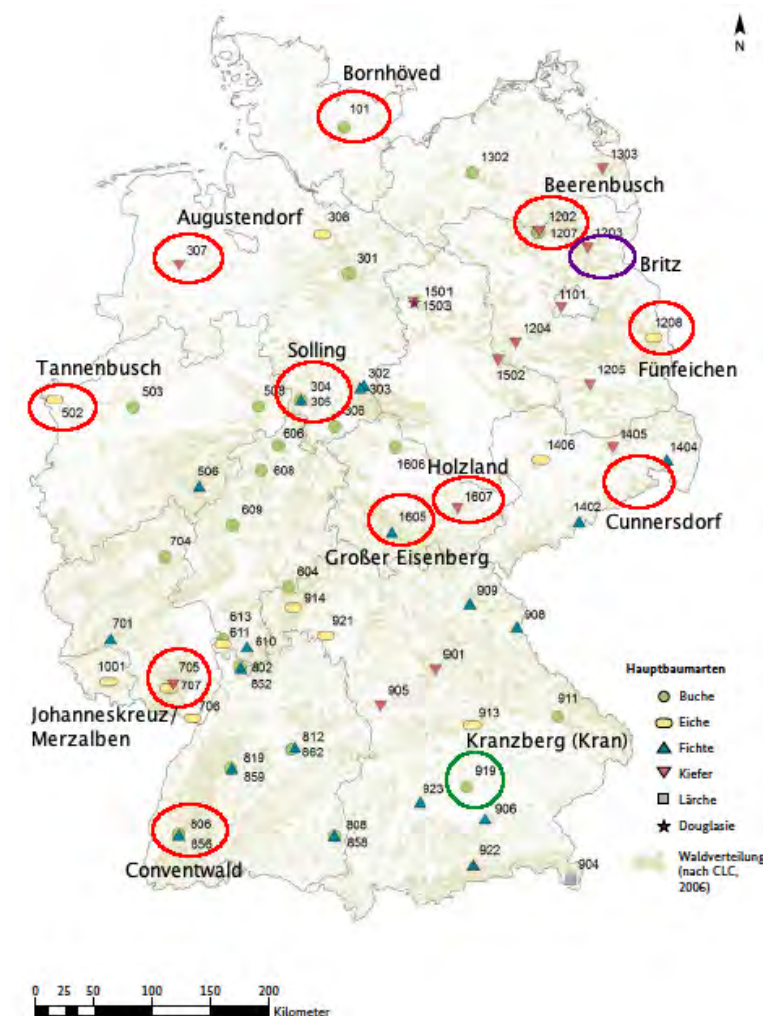


Jahresmittelwerte der PM_{2,5}-Konzentrationen in den Jahre 2004 bis 2020 in Deutschland. Quelle: UBA (2022)

Die sich aus den Erkenntnissen von Gewächshausversuchen ergebende Hypothese, dass die Deposition hygroskopischer atmosphärischer Aerosole zu vermehrtem Trockenstress bei

Waldbäumen führen kann (Burkhardt 2010; Burkhardt et al., 2018; Burkhardt et al., 2023; Chi et al 2022; Grantz et al., 2018;), wird in diesem Projekt erstmals im Freiland untersucht. Hierfür wurden Probenahme-Standorte auf Basis der mit dem Modell REM-CALGRID (RCG) berechneten bodennahen PM_{2,5}-Konzentrationen (räumliche Auflösung circa 2 km · 2 km; UBA, 2022) des Jahres 2018 entlang eines räumlichen Gradienten ausgewählt. 2018 lag die regional höchste Feinstaubbelastung im Osten und weniger belastete Gebiete beispielsweise im Südwesten Deutschlands. In Abbildung 2 ist die Feinstaubverteilungen der letzten 17 Jahre dargestellt. Es ist zu sehen, dass es zu einem allgemeinen Rückgang der Feinstaubbelastung speziell in Ballungsgebieten kam. Des Weiteren kam es jährlich auch immer wieder zu Verschiebungen der Gradienten, was meteorologisch bedingt ist.

Abbildung 3: Probeentnahmestandorte



Die Karte zeigt die Probenentnahmestandorte des Projektes. Rot: Forstliche Intensiv Monitoring Flächen (Level-II). Lila: Standort Britz Thünen Institut. Grün: Kran der Technischen Universität München im Kranzberger Forst bei Freising. Der Standort Tannenbusch ist aufgrund eines Eichenprozessionsspinnerbefalls aus dem Projekt ausgeschlossen worden. Quelle: geändert nach Eichhorn et al. (2016)

In diesem Projekt „Trockenschäden an Bäumen durch hygroskopischen Feinstaub“ werden Blatt- und Nadelproben von den deutschen Hauptbaumarten *Fagus sylvatica* (Rotbuche), *Quercus petraea* (Traubeneiche), *Pinus sylvestris* (Waldkiefer/Föhre) und *Picea abies* (Gemeine Fichte) untersucht. Hierbei werden an verschiedenen Standorten deutschlandweit Proben entnommen und diese an der Universität Bonn weiter untersucht. Die Standorte sind über

Deutschland verteilt (Abbildung 3), um mögliche geografische Unterschiede in der Feinstaubverteilung in Deutschland berücksichtigen zu können.

Die meisten Standorte sind Teil des Europaweiten ICP Forests Projekts (International Cooperative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests), das sich 1985, aufgrund der Waldschäden, die ab den 1980er Jahren beobachtet worden waren, gründete. Ziel des Programms ist es, die anthropogenen Effekte insbesondere durch Luftverschmutzung, natürliche Stressfaktoren und die Entwicklung der Wälder zu beobachten und so besser Ursache-Wirkungsprinzipien in Waldökosystemen nachvollziehen zu können. Seit 1986 gibt es auf sogenannten Level-I-Flächen jährliche Untersuchungen von Kronenzuständen, sowie Boden- und Blattanalysen. 1994 wurde zusätzlich noch Level-II-intensiv-Monitoring-Flächen ins Leben gerufen. Auf mehr als 620 in Europa werden hier Effekte von Luftverschmutzung und weiterer Einflussfaktoren auf Waldökosysteme untersucht. Dazu gibt es regelmäßige Untersuchungen von Kronenzuständen und deren Schadbeurteilung, chemische Untersuchungen von Böden und Blättern, Baumwachstum, Biodiversität, atmosphärische Deposition, Luftqualität sowie die Untersuchung phänologischer und meteorologischer Variablen. Die meisten Standorte im Projekt sind Teil dieser Level-II-Flächen in Deutschland (Tabelle 1). Zusätzlich wurde noch eine Versuchsfläche des Thünen Instituts in Britz sowie eine Versuchsfläche der Technischen Universität München in Kranzberg beprobt.

Die Feinstaubbelastung in der Luft im Untersuchungszeitraum wurde anhand von Feinstaubkonzentrationen nahegelegener Messstationen (Messungen nach EU Richtlinie 2008/50/EG über Luftqualität und saubere Luft für Europa) festgestellt und mit den Versuchsergebnissen verglichen.

1.1 Feinstaubdeposition auf Blattoberflächen

Als Feinstaub oder Aerosole werden Teilchen in der Luft bezeichnet, die einen aerodynamischen Durchmesser von $10\text{ }\mu\text{m}$ (PM_{10}) nicht überschreiten. Von diesen Partikeln ist ein Teil kleiner als $2,5\text{ }\mu\text{m}$ ($\text{PM}_{2,5}$). Diese können durch Luftströmungen getragen lange in der Atmosphäre verbleiben und breiten sich so global aus (Andreae, 2007). Feinstaub kann natürlichen Ursprungs sein. Beispielsweise in Folge von Bodenerosionen, Vulkaneruptionen oder Waldbränden. Allerdings ist ein Großteil anthropogenen Ursprungs. Zu den Quellen zählen hierbei Verbrennungsvorgänge für das Heizen oder die Energiegewinnung, sowie der Verkehr beispielsweise durch Motoremissionen und Reifenabrieb von Fahrzeugen. Auch durch die Landwirtschaft werden große Mengen an Feinstaub emittiert (Calvo et al., 2013). Etwa 25 – 50 % der europäischen Aerosole bestehen aus wasserlöslichen Salzen, wie Ammoniumsulfat, Natriumchlorid und Kaliumnitrat (Putaud et al., 2010; Bressi et al., 2021). Diese Salze besitzen hygroscopische und deliqueszente Eigenschaften, die es ihnen ermöglichen Wasser aus der Atmosphäre aufzunehmen und sich zu verflüssigen.

Die Deposition dieser Aerosole in Wäldern ist von vielen verschiedenen Faktoren abhängig (Watanabe, 2015). Verschiedene Umweltbedingungen könnten die Deposition beeinflussen, dazu zählen, der Wind mit seiner Richtung, Geschwindigkeit und Verwirbelungen aber auch Regen und Nebel (Kume et al., 2010). Des Weiteren können andere Umweltfaktoren Einfluss nehmen, wie die Topologie der Wälder beispielsweise die Hanglage und die Kronenform. Auch die Aerosoldynamiken selbst unterscheiden sich in der Depositionsgeschwindigkeit und Depositionsrate von Aerosolen auf Wälder (Grönholm et al., 2009). Ebenfalls beeinflussen unterschiedliche Blattstrukturen und die Mikrorauigkeit von verschiedenen Pflanzenarten die Deposition von Partikeln (Watanabe, 2015). Es gibt die trockene Deposition, bei der atmosphärische Aerosole zu Blattoberflächen durch turbulente Luftbewegungen transportiert

werden und die nasse Deposition von Partikeln durch Regen, Schnee oder Nebel (Grönholm et al., 2009; Burkhardt und Grantz, 2017).

Die Partikel setzen sich auf Blattoberflächen ab, wo sie sich dann innerhalb einer dünnen Blattgrenzschicht befinden. Transpirierenden Spaltöffnungen sorgen hier für eine erhöhte Luftfeuchtigkeit. Dadurch verflüssigen sich die abgelagerten Salze am salzspezifischen Deliqueszenzpunkt, der für die meisten hier relevanten Salze zwischen 75 und 80 % relativer Luftfeuchte liegt. Beispielsweise liegt der Deliqueszenzpunkt für NaCl bei 75 % und für $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ bei 79 % relativer Luftfeuchte (Cruz und Pandis, 2000). Flüssiges Wasser existiert also auch bei heißem Sommerwetter auf der Blattoberfläche (Katata und Held, 2021; Orevi und Kashtan, 2021; Tredenick et al., 2022) und kann auch im Freiland mittels der elektrischen Leitfähigkeit der Blattoberflächen nachgewiesen werden (Burkhardt und Eiden, 1994; Burkhardt und Hunsche, 2013). Durch mehrfaches Verflüssigen und wieder Verfestigen abhängig von der Luftfeuchtigkeit bilden sich Salzverkrustungen auf den Blattoberflächen. Die Deposition kleiner Partikel im Submikrometerbereich hängt kaum von der Gravitation ab, und erfolgt dadurch sowohl auf der Blattunter- wie auf der Blattoberseite. Neben den Salzverkrustungen führt dies dazu, dass sie nicht effektiv von Regen abgewaschen werden (Freer-Smith et al., 2005).

Nach der Lehrmeinung bleibt das von den Wurzeln kommende Wasser nur bis zur substomatären Höhle flüssig und bildet dort das Ende des hydraulischen Systems. Allerdings kann es zu einem kriechenden Vordringen der Salzlösungen in die Spaltöffnungen kommen, wo sich diese mit dem wurzelbürtigen Wasser verbinden. Hierdurch wird das hydraulische System bis an die Blattoberfläche verlängert und entlang der etablierten, sehr dünnen ($< 0,1 \mu\text{m}$) Filme kann flüssiges Wasser je nach Gradienten des Wasserpotentials und unabhängig von der Spaltöffnungsweite in die Stomata hinein, oder aus diesen herausfließen. Somit verlässt ein Teil des Wassers die Stomata als flüssiges Wasser, welches an der Blattoberfläche verdunstet und nicht nur als Wasserdampf durch Transpiration (HAS, Abbildung 1). Wenn Wasser über die Verbindung durch das Blatt aufgenommen wird, können ebenfalls Nährstoffe in das Blatt transportiert werden (Vega et al., 2023).

Diese „hydraulische Aktivierung der Stomata“ (HAS) durch hygroscopische Partikel führt zu einem zusätzlichen Wasserverlust der Pflanzen, unabhängig von der Öffnungsweite der Stomata. Auf diese Weise könnte sich die Luftverschmutzung direkt auf den Wasserhaushalt der Bäume auswirken (Burkhardt, 2010). Gleichzeitig werden Spaltöffnungen durch die etablierten Salzlösungsfilme „undicht“.

1.2 Untersuchungsparameter für Trockentoleranz und Partikeldeposition

1.2.1 Minimale epidermale Leitfähigkeit $g_{\min}$

Geringe Lichtintensität, aber auch extreme Bedingungen wie Trockenheit oder hohe Temperaturen führen bei Pflanzen zu einer Verringerung der Photosyntheseleistung und zum Stomatenschluss, um einen unproduktiven Wasserverlust zu vermeiden. Allerdings verlieren Pflanzen auch bei geschlossenen Stomata weiterhin Wasser, teilweise direkt durch die Cuticula oder durch die geschlossenen Stomata (Kerstiens, 1996; Duursma et al., 2019). Dieser Wasserverlust wird minimale epidermale Leitfähigkeit ($g_{\min}$) genannt. In diesem Projekt wird zur Ermittlung des $g_{\min}$ die Methode nach Sack et al. (2003) verwendet, bei der eine Gewichtsabnahme von abgetrennten Blättern ermittelt wird (siehe 2.1.2.3). Ist der $g_{\min}$ -Wert hoch, leidet das Blatt an einem stetigen Wasserverlust, der nicht durch das Blatt kontrolliert werden kann. Dies kann zu erhöhtem Trockenstress der Pflanze führen und bestimmt letzten Endes die Trockentoleranz. Das $g_{\min}$ kann durch verschiedene Faktoren beeinflusst werden,

etwa durch Verletzungen in der Cuticula durch abiotische (Regen, Hagel, Wind) oder biotische Einflüsse (Insektenfraß, Vögel). Die Rolle der chemischen Zusammensetzung und Struktur der Cuticula ist bis heute in der Literatur umstritten (Duursma et al., 2019). Des Weiteren gibt es einen Wasserverlust direkt durch die geschlossenen Stomata, vor allem mit zunehmendem Blattalter (Jordan und Brodribb, 2007). Dieser kann unter gewissen Gegebenheiten durch endophytische Pilze auf der Blattoberfläche erklärt werden (Arnold und Engelbrecht, 2007), könnte allerdings auch auf eher physikalischem Wege durch den HAS-Effekt zustande kommen. Wie in 0 erklärt, lagern sich hygroskopische Aerosole auf der Blattoberfläche ab und verbinden das hydraulische System der Pflanze mit der Blattoberfläche. Ist diese Verbindung einmal etabliert, wird Wasser aus der Pflanze unabhängig von der Öffnungsweite der Stomata heraustransportiert. Dieser Effekt zeigt sich unter anderem durch erhöhte g_{min} -Werte (Burkhardt und Pariyar, 2014).

Ein Anstieg des g_{min} bei älteren Blättern konnte schon in mehreren Studien nachgewiesen werden (Heinsoo und Koppel, 1998; Duursma et al., 2019). Gründe hierfür werden noch diskutiert, die Cuticula könnte mit dem Blattalter durchlässiger werden (Verletzungen, Veränderungen in der Wachsstruktur), oder es könnte, aufgrund einer Akkumulation von Partikeln auf der Blattoberfläche, mehr Wasser durch die Stomata verloren gehen.

Von den verwendeten Parametern ist der g_{min} -Wert der am eindeutigsten durch die Atmosphäre bedingte Wert. Es gibt zwar Einflüsse durch pflanzenspezifische Unterschiede der Cuticula und weiterer Abschlussgewebe. Außerdem wurde in feuchter Luft das Schwellen der Cuticula durch Einlagerung von Wassermolekülen und damit verbunden eine erhöhte cuticuläre Leitfähigkeit bei erhöhter Luftfeuchte beobachtet (Arand et al., 2010; Tredenick et al., 2017; Tredenick et al., 2018). Dennoch sind diese Einflüsse vermutlich geringer als die durch atmosphärische Ablagerungen, die für mehrere Pflanzenarten einen Anstieg des g_{min} -Werts um 40 – 50 % durch Umgebungsaerosol gezeigt haben (Burkhardt et al., 2018).

1.2.2 Wasserpotential am Turgorverlustpunkt (π_{TLP})

Wassermangel ist häufig ein Problem für die Produktivität von Pflanzen. Die Strategien von Pflanzen im Umgang mit Wassermangel und Dürre lassen sich in drei Kategorien einteilen: Flucht vor Trockenheit, Trockenheitsvermeidung und Trockentoleranz. Pflanzen können der Trockenheit entfliehen, indem sie etwa ihren Lebenszyklus vor Beginn einer Dürre abschließen (Andjelkovic, 2018). Sie können Trockenheit vermeiden, indem sie ihren Wasserhaushalt aufrechterhalten, aber Anpassungen an die räumliche und zeitliche Wasserverfügbarkeit vornehmen. Beispielsweise durch zusätzliches Wurzelwachstum oder Verringerung des Transpirationswasserverlusts durch das Schließen der Stomata in trockener Luft. Die dritte Strategie ist die Trockentoleranz, bei der die Pflanzen biochemische Mechanismen aktivieren, durch die sie trotz Trockenstress bei weitgehend geöffneten Stomata ihr funktionelles Wachstum aufrechterhalten können.

Hierzu gehört die Osmoprotektion, bei der Pflanzen osmotisch aktive, aber elektrisch ungeladene Moleküle wie beispielsweise Prolin in den Zellen synthetisieren und damit mehr Wasser im Gewebe halten können. Dies lässt sich quantifizieren durch die Messung des Blattwasserpotentials am Turgorverlustpunkt (π_{TLP}). Der Verlust des Turgors, also des Drucks in der Zelle ist ein klassischer Indikator für Wasserstress mit Einfluss auf die strukturelle Integrität der Zellen, Zellmetabolismus und die Gesamtleistung der Pflanze (Kramer und Boyer, 1995). Der Parameter π_{TLP} gilt in der Ökophysiologie schon seit Jahrzehnten als wichtiger Indikatoren für die physiologische Trockentoleranz bei Pflanzen, war jedoch lange Zeit nur mit einer sehr zeitaufwändigen Methodik zu messen. Dies veränderte sich erst durch Einführung einer psychometrischen Messmethode (Bartlett et al., 2012b). Das Blattwasserpotential, bei dem der

Turgorverlust (π_{TLP}) eintritt, ist also ein Maß für die langfristige Anpassung der Pflanze an Trockenheit und ein niedrigerer π_{TLP} weist auf eine bessere Trockentoleranz der Pflanze hin.

Vorversuche aus Gewächshäusern zeigen, dass höhere Partikelmassen mit höheren g_{min} -Werten sowie geringeren π_{TLP} -Werten korrelieren (Grantz et al., 2018). Der π_{TLP} ist allerdings deutlich weniger selektiv als Indikator von Trockenstress durch Aerosole als g_{min} . Der Trockenstress, der der Anpassung des π_{TLP} voran geht, kann verschiedene Ursachen haben. Trockenstress tritt auf, wenn weniger Wasser zur Aufnahme über die Wurzeln vorhanden ist, als durch die Transpiration verloren geht. Dies kann sowohl durch wenig pflanzenverfügbares Wasser im Boden geschehen als auch durch erhöhten Wasserverlust durch Transpiration. Letzteres wird entweder kontrolliert durch die geöffneten Stomata, oder es kommt zu unkontrolliertem Wasserverlust bei geschlossenen Stomata (minimale epidermale Leitfähigkeit 1.2.1). Da der HAS-Effekt erhöhten Trockenstress auslösen kann, kann es zu einer Verringerung des π_{TLP} kommen, wenn sich die Pflanze langfristig an diesen Trockenstress anpasst. Andererseits heißt das, dass ein Absinken von π_{TLP} keine generellen, direkten Schlüsse auf Trockenstress durch Aerosole zulässt, solange nicht Zusatzinformationen etwa über die Wasserversorgung vorliegen.

1.2.3 Kontaktwinkel

Die Benetzbarkeit von Pflanzenoberflächen kann mit dem Kontaktwinkel untersucht werden. Je nach Oberflächenstruktur des Blattes kann das Blatt leicht benetzbar (hydrophil) sein, dann ist der Kontaktwinkel kleiner. Oder das Blatt ist schwerer zu benetzen (hydrophob), dann ist der Kontaktwinkel größer (Papierowska et al., 2018). Die Kontaktwinkel unterscheiden sich stark zwischen verschiedenen Arten und Habitaten. Eine hohe Benetzbarkeit kann vorteilhaft sein, weil Wasser und Nährstoffe über die Blattoberflächen aufgenommen werden können (Fernández et al., 2021). Allerdings kann Wasser auf der Blattoberfläche auch die Infektion mit Pathogenen vereinfachen und eine wasserabweisende Oberfläche selbstreinigende Eigenschaften besitzen (Lotus Effekt; Barthlott und Neinhuis, 1997). Die Oberfläche der Blätter kann durch Trichome oder die Anwesenheit von Mikroflora (Knoll und Schreiber, 2000) verändert werden. Des Weiteren spielen der pH und die chemische Komposition der Wachse eine Rolle. Beide können durch atmosphärische Einflüsse verändert werden, etwa durch Klima (Aryal und Neuner, 2010), Niederschläge (Baker und Hunt, 1986), Luftdruck (Koch et al., 2006) oder Luftverschmutzung (Cape, 1983; Burkhardt, 2010). Die Deposition hygroskopischer Aerosole auf sonst eher hydrophobe Blattoberflächen sollte in der Regel eine Abnahme des Kontaktwinkels bewirken (Burkhardt, 2010). Daher wurde hier die Messung des Kontaktwinkels als zusätzlicher Parameter zur Beschreibung der Aerosoldeposition eingesetzt.

1.2.4 Kohlenstoff Isotopenverhältnis $\delta^{13}C$

^{12}C und ^{13}C sind die zwei natürlich vorkommenden stabilen Isotope von Kohlenstoff, dabei stellt ^{12}C mit 98,9 % den weitaus größeren Teil. Pflanzen nehmen den Kohlenstoff als CO_2 aus der Luft über die Stomata auf, um es bei der Photosynthese zu nutzen. Allerdings wird der schwerere Kohlenstoff (^{13}C) bei dem Einbau in der Photosynthese diskriminiert, da er bei molekularen Prozessen durch die höhere Masse eine geringere Diffusionsgeschwindigkeit als ^{12}C hat. Schließen die Pflanzen aufgrund von Trockenstress ihre Stomata, sinkt die CO_2 -Konzentration in der Zelle ab und es wird anteilig mehr ^{13}C eingebaut. Somit steigt das Isotopenverhältnis $\delta^{13}C$ an, je länger die Stomata geschlossen sind und das Isotopenverhältnis kann daher, wenn andere Wachstumsbedingungen gleich sind, als Langzeitindikator für die Spaltöffnungsweite interpretiert werden. Eine starke Korrelation zwischen stomatärer Leitfähigkeit und $\delta^{13}C$ konnte in vielen Studien nachgewiesen werden (Duursma und Marshall, 2006), allerdings ist dies nicht der einzige Einflussfaktor. Beispielsweise kann die Photosyntheserate auch durch Lichtmangel,

Wasser- oder Nährstoffverfügbarkeit limitiert werden, wodurch sie unabhängig von der Stomataöffnung sinkt und somit auch der $\delta^{13}\text{C}$ -Wert beeinflusst wird (Farquhar, 1989).

Innerhalb von Baumkronen gibt es große Unterschiede in $\delta^{13}\text{C}$. Lichtäste enthalten mehr ^{13}C und somit geringere $\delta^{13}\text{C}$ -Werte als Schattenäste. Eine Begründung hierfür könnte die Hydraulische-Limitations-Hypothese (hydraulic limitation hypothesis) sein. Diese besagt, dass je älter und damit größer ein Baum ist, desto höher ist der Widerstand für den Wassertransport in die Krone durch das Xylem. Dies führt zu einer Reduktion des Wasserpotentials und einem reduzierten Turgor in den höchsten Blättern der Baumkrone. Was wiederum zu einem verfrühten Schließen der Stomata im Tagesverlauf führt und damit zu einem Anstieg des Isotopenverhältnisses $\delta^{13}\text{C}$ (Duursma und Marshall, 2006; Koyama et al., 2021).

In der vorliegenden Studie wurden die Kohlenstoff-Isotopenverhältnisse verschiedener Blattpositionen an einem Baum untersucht, um Rückschlüsse auf Trockenstress zu ziehen.

1.2.5 Stickstoff Isotopenverhältnis $\delta^{15}\text{N}$

Stickstoff ist in vielen Ökosystemen eine limitierende Ressource. Etwa 0,366 % des gesamten N liegt in Form von ^{15}N vor. Das $^{14}\text{N}:^{15}\text{N}$ -Verhältnis ($\delta^{15}\text{N}$) kann in Pflanzen und Böden als indirekter Parameter des N-Zyklus genutzt werden, wobei $\delta^{15}\text{N}$ in Pflanzen auch kurzzeitige Schwankungen verzeichnet und $\delta^{15}\text{N}$ in Böden eher langfristige Dynamiken anzeigt.

Die Variation von $\delta^{15}\text{N}$ -Werten in Blättern wird hauptsächlich durch das $\delta^{15}\text{N}$ im Boden, sowie die Aufnahme von atmosphärischem N über die Blattoberfläche sowie die Fraktionierung durch Mykorrhiza Symbiosen beeinflusst (Vallano und Sparks, 2013).

Deposition von atmosphärischem N kann das $\delta^{15}\text{N}$ von Pflanzen direkt beeinflussen, wenn N über die Blattoberfläche aufgenommen wird, oder es kann langfristig die Signatur des verfügbaren Boden N verändern (Craine et al., 2015). In Niederschlagsmessungen tendiert NH_4^+ dazu geringere $\delta^{15}\text{N}$ -Werte zu haben als NO_3^- . NO_3^- stammt hierbei aus anthropogenen Quellen bei der Verbrennung von fossilen Rohstoffen und NH_4^+ aus landwirtschaftlichen Quellen. Allerdings sind die Signaturen nicht so klar unterschiedlich, wenn das NO_3^- und NH_4^+ auf marine Quellen zurück zu führen ist.

1.2.6 Trockene Deposition und Kronenrauminteraktion

Ziel dieser Studie ist die Überprüfung eines Zusammenhangs zwischen der Deposition wasserlöslicher, hygroskopischer Aerosolpartikel einerseits und $g_{\min}$ beziehungsweise π_{TLF} als Maße für die Trockentoleranz andererseits. Da eine direkte Messung der Aerosoldepositionsflüsse ausgesprochen aufwendig ist und hier nicht praktikabel gewesen wäre, wurden Blatt- und Nadelproben zur Bestimmung akkumulierter Aerosole im Labor abgewaschen und anschließend das Waschwasser auf ionische Bestandteile analysiert. Mit dieser Methode lässt sich die Aerosoldeposition allerdings nur dann korrekt bestimmen, wenn zwischen Deposition und Abwaschen keine weitere Verlagerung oder Umsetzung der Partikel und ihrer ionischen Bestandteile stattgefunden hat und wenn die Ionen nicht aus dem Blatt selbst ausgewaschen wurden (*leaching*). Unterschiedliche Ionen unterliegen diesen möglichen Fehlern durch unterschiedliche Eintragspfade und die sogenannte Kronenrauminteraktion in unterschiedlichem Maß: Nitrat kann sehr schnell über die Blattoberfläche aufgenommen werden (Wang et al., 2024b). Ammonium kann sowohl gasförmig (als Ammoniak) als auch partikulär auf das Blatt gelangen und fast vollständig und sehr schnell in der Phyllosphäre (auf den Pflanzenoberflächen lebende Bakterien, Pilze, Flechten) umgesetzt werden (Guerrieri et al., 2024). *Leaching* betrifft besonders die Ionen der Elemente K, Ca, Mg und Mn, die im Austausch gegen aufgenommene H_3O^+ -Ionen abgegeben werden (Tukey, 1970). Zusätzlich ist mit

Unterschieden zwischen den Baumarten zu rechnen: so sind für Nadelbäume die Ionenflüsse bei *leaching* und Nitrataufnahme geringer als für Laubbäume (Tukey, 1970; Wang et al., 2024b).

Frühere Anwendungen des Abwaschverfahrens und insbesondere das in den 1980er Jahren in der Depositionsforschung etablierte Modell der Kronenraumbilanz von Wäldern (Ulrich, 1983; 1991) weisen als verlässlichstes Ion zur Bestimmung der partikulären Trockendeposition das Natrium aus. Natrium wird einerseits ausschließlich partikulär und nicht über die Gasphase eingetragen, zum anderen ist es kein Pflanzennährstoff, was die Wahrscheinlichkeit sowohl für die Blattaufnahme als auch für *leaching* verringert. Aufgrund dieser Eigenschaften wird auch in dieser Studie Natrium als das zuverlässigste Element zur Quantifizierung der Partikeldeposition betrachtet. Allerdings gibt es auch hier Einschränkungen: Natrium-Ionen sind häufig Bestandteil größerer NaCl-Aerosole (ca. 1 – 10 µm Durchmesser), für die Gravitation und Trägheitsabscheidung (Impaktion) als physikalische Depositionsprozesse bedeutend sind. Dagegen ist für sub-Mikrometer-Partikel die Diffusion durch die Blattgrenzschicht der geschwindigkeitsbestimmende Schritt der Deposition. Vor allem im Bereich 0,1 – 1 µm Durchmesser beeinflusst daher die Mikrorauigkeit der Blattoberflächen die Aerosoldeposition und führt zu baumartsspezifischen Unterschieden, wobei besonders Kiefernadeln sehr effektiv als Partikelsammler wirken (Burkhardt et al., 1995; Saebo et al., 2012; Boucher, 2015; Burkhardt und Grantz, 2017). Natrium ist daher nur eingeschränkt repräsentativ für die sonstige Partikeldeposition – ein Hauptkritikpunkt auch für das Ulrich-Modell zur Kronenraumbilanz (Spranger, 1992; Draaijers et al. 1996). Weiterhin kann nicht mit Sicherheit angenommen werden, dass es nicht doch zu diffusiven Verlagerungsprozessen über die Blattoberfläche kommt, etwa wenn sich auf der Blattoberfläche Lösungen mit hohen Konzentrationen an Natriumionen befinden. Wie in der Kronenraumbilanz ist auch beim Abwaschverfahren mit den genannten Einflüssen der Nährstoffaufnahme über die Blätter, des Ionenaustauschs sowie von Umsetzungsprozessen in der Phyllosphäre zu rechnen. Deren Zusammenwirken vor der Probenahme bestimmte somit das Ergebnis der jeweiligen Momentaufnahme beim Abwaschen der Blattproben im Labor.

1.3 Gewächshausuntersuchungen zu amorphen Strukturen auf der Oberfläche von Fichten- und Kiefernadeln

Zusätzlich zu den Freilandversuchen wurde in Gewächshausversuchen die Oberflächenstrukturen von Fichten und Kiefern mit dem Rasterelektronenmikroskop untersucht, sowie die Wachsemenge und die Wachszusammensetzung chemisch analysiert. Diese Versuche werden im Folgenden vorgestellt.

Bei Landpflanzen hat sich als Schutz vor der trockenen Atmosphäre die Cuticula entwickelt. Diese Schicht bedeckt oberirdische Pflanzenorgane und ist wenig durchlässig für Wasser und Gase, wodurch Wasserverluste durch Verdunstung reduziert werden können. Ebenfalls bildet diese Schicht einen Schutz vor Pathogenen wie Pilzen und Bakterien. Die äußerste Schicht der Cuticula ist von epicuticulären Wachsen bedeckt. Die Zusammensetzung dieser Wachse ist artabhängig und besteht aus langkettigen Fettsäuren, Alkoholen, Aldehyden, Alkanen und Estern sowie Triterpenen (Buschhaus und Jetter 2011, de Carvalho Faria et al., 2019).

Bei Untersuchungen mit dem REM fielen schon in den Achtziger- und Neunzigerjahren optische Veränderungen der epicuticulären Wachse im natürlichen Alterungsprozess der Nadeln, aber auch im Zusammenhang mit Luftverschmutzung auf (Turunen und Huttunen, 1990). Die epicuticulären Wachse zeigten hierbei eine Verdickung der röhrenförmigen Verzweigungen sowie flache amorphe Strukturen. Diese Strukturen wurden degradierte oder geschmolzene

Wachse genannt und traten laut Literatur oft in Zusammenhang mit Luftverschmutzung durch SO_2 und NH_3 (Riding und Percy, 1985; Dueck et al., 1990; Jetter et al., 1996), simuliertem saurem Regen (Rinallo et al., 1986) und NaCl-Aerosolen auf (Krause, 1982). Da eine Degradation der Wachse vermutet wurde, wurden in verschiedenen Studien die Verringerung der Wachsmenge, aber auch Veränderungen in der Wachskomposition untersucht. Epicuticuläres Wachs kann mit verschiedenen Lösungsmitteln wie Chloroform, Hexan oder Benzene abgelöst werden und dann deren Menge sowie Zusammensetzung ermittelt werden (Sharma et al., 2018). Cape (1986) fand bei einem Vergleich im Freiland geringere Wachsmengen bei einer Beprobungsfläche mit hoher Luftverschmutzung im Gegensatz zu einer mit geringerer Luftverschmutzung, allerdings veränderte sich die Wachsmenge in der Lebensspanne der Bäume nicht, was auch in einer weiteren Studie von Cape und Fowler (1981) gezeigt wurde. Günthardt-Georg und Keller (1987) fanden bei der Begasung von *Pinus sylvestris* mit Ozon eine Verringerung der Wachsmenge, aber keine Unterschiede in der Wachstruktur. Die unterschiedlichen Funde geben keine abschließende Erkenntnis zu der Frage ab, ob sich die Wachsmengen mit auftreten der amorphen flachen Stellen verringert, oder sich die Wachszusammensetzung ändert.

Burkhardt und Pariyar stellten 2014 eine andere Idee zur Herkunft der flachen amorphen Strukturen auf den Blattoberflächen vor. In einem speziellen Rasterelektronenmikroskop, in dem sich die Luftfeuchtigkeit beeinflussen lässt, konnten sie zeigen, dass Salzkristalle bei erhöhter Luftfeuchtigkeit deliqueszieren und die flüssigen Salze flache amorphe Strukturen zurückließen. Diese ähneln sehr den Funden der degradierten Wachse aus den Achtziger- und Neunzigerjahren. In diesem Fall wären die flachen Strukturen in der Vergangenheit missinterpretiert worden und anstatt einer Degradierung der Wachse würde eine Schicht aus Salzen die Wachsschicht überlagern. Diese Salze könnten dann ebenfalls Stomata hydraulisch aktivieren (HAS, siehe 0). Dies würde auch erklären, dass das Phänomen in Zusammenhang mit einem verringerten Wasserpotential (Huttunen et al., 1981) und einer erhöhten minimalen epidermalen Leifähigkeit (Cape und Fowler, 1981; van Gardingen et al., 1991; Heinsoo und Koppel, 1998; Anfodillo et al., 2002) gefunden wurden, da diese durch die HAS beeinflusst werden können.

Um dieses Phänomen weiter zu untersuchen wurden Fichten- und Kiefernsetzlinge in zwei Gewächshäusern aufgezogen. In dem einen Gewächshaus wurden die Luftpartikel durch Luftfiltration mit HEPA- Filtern zu 98 % reduziert (FA: *filtered air*). In dem zweiten Gewächshaus ist die Luftpartikelkonzentration wie in der Umgebungsluft (AA: *ambient air*). Die Setzlinge in dem FA-Gewächshaus kommen somit nicht mit Aerosolpartikeln in Kontakt und die Oberfläche der Nadeln sind frei davon. Somit können im FA-Gewächshaus auftretende flache amorphe Strukturen auf der Oberfläche nicht durch deliqueszente Salze entstanden sein. Nadeln von den ersten drei Nadeljahrgängen wurden im Rasterelektronenmikroskop untersucht. Zusätzlich wurden die epicuticulären Wachse des ersten Nadeljahrgangs von Kiefer und Fichte chemisch untersucht, um mögliche Unterschiede in der Wachsmenge und Wachszusammensetzung zu ermitteln.

1.4 Zielsetzung und Hypothesen

In diesem Projekt wird in einem Freilandversuch untersucht, ob es einen Zusammenhang zwischen den Ablagerungen atmosphärischer Partikel auf den Blatt- und Nadeloberflächen von Eichen, Buchen, Kiefern und Fichten und Trockenstressparametern gibt. Erklärbar wäre das mit der Ausbildung von hygroskopisch aktivierten Stomata, durch die der Trockenstress der Pflanzen verstärkt wird.

Zur Überprüfung wurden Blatt- und Nadelproben aus dem Kronenbereich der Bäume entnommen und die auf den Blattoberflächen befindlichen Partikel qualitativ und quantitativ untersucht. Weiterhin wurden an den Blattproben die zwei Trockentoleranzparameter $g_{\min}$ und π_{TLP} gemessen und in Regressionsanalysen mit den Ergebnissen der Partikelanalysen korreliert. Außerdem wurden die Parameter Kontaktwinkel, $\delta^{13}\text{C}$ und $\delta^{15}\text{N}$ als weitere Indikatoren für Feinstaub beziehungsweise Trockenstress untersucht. Außerdem gibt es zeitliche und räumliche Parameter (Beprobungsjahre, Beprobungszeitpunkte, Nadeljahrgänge, Standorte, Licht/Schatten), durch die eine Variation der abgelagerten Partikelmenge erreicht werden sollte.

- Hypothese: Hygroskopische Partikel auf Blattoberflächen beeinflussen die Trockenstressparameter $g_{\min}$ und π_{TLP} . Bei steigender Anzahl von hygroskopischen Partikeln steigt das $g_{\min}$ und sinkt das π_{TLP} . Die zugrunde liegende Theorie für diese Hypothese ist die Ausbildung von hygroskopisch aktivierten Stomata, die den unvermeidbaren Wasserverlust durch die Stomata erhöhen.
 - $g_{\min}$: Mit steigender Anzahl von hygroskopischen Partikeln auf der Blattoberfläche bilden sich mehr HAS aus, dadurch steigt das $g_{\min}$ an (siehe 1.2.1).
 - π_{TLP} : Aktive Anpassung der Pflanze auf vorangegangene Trockenheit, durch Einlagerung von osmotisch aktiven Stoffen. Mit steigender Anzahl von hygroskopischen Partikeln steigt der Trockenstress für die Pflanze (HAS) dadurch kommt es zu einem aktiven absenken des π_{TLP} (siehe 1.2.2).
 - Kontaktwinkel: Je mehr hygroskopische Partikel auf den Blattoberflächen, desto geringer die Kontaktwinkel (siehe 1.2.3).
 - $\delta^{13}\text{C}$: höhere $\delta^{13}\text{C}$ -Werte können mit einem Stomataschluss korrelieren, was ein weiterer Hinweis auf Trockenstress sein kann (siehe 1.2.4).
 - $\delta^{15}\text{N}$: Der $\delta^{15}\text{N}$ -Wert kann ein Anzeiger für N-Einträge aus der Atmosphäre sein und somit ein Anzeiger für Partikeldeposition (siehe 1.2.5). Mit steigender Partikeldeposition steigt die Ausbildung der HAS.
 - Natrium: Na ist der geeignetste Parameter zur Beschreibung der Aerosoldeposition (siehe 1.2.6).
 - Kiefer: Kiefer ist die aussagekräftigste Baumart, wegen vergleichsweise hoher Aerosoldeposition und geringer Kronenrauminteraktion (siehe 1.2.6).
- Hypothesen zu dem Einfluss von räumlichen und zeitlichen Parametern auf die Deposition von hygroskopischen Aerosolen
 - Beprobungsjahre: Meteorologische Unterschiede in den Beprobungsjahren führen zu Unterschieden in der Feinstaubdeposition.
 - Standorte: Die Aerosolkonzentrationen ($\text{PM}_{2,5}$) variieren leicht im deutschlandweiten Vergleich (siehe Abbildung 2), wodurch es zu Unterschieden in der Deposition an den Standorten kommt.
 - Beprobungszeitpunkte: Es gibt eine Akkumulation von Feinstaub im Jahresverlauf, da die Blätter und Nadeln länger der Deposition ausgesetzt sind.
 - Licht/Schatten: Die Lichtkrone ist weniger geschützt, wodurch es zu einer stärkeren Deposition von schwereren/sedimentierenden Partikeln kommt. Die Schattenkrone hat

dagegen eine geringere Depositionsgeschwindigkeit auch weil die Luftbewegungen hier geringer sind.

- Nadeljahrgänge: Es gibt eine Akkumulation von Feinstaub bei älteren Nadeljahrgängen, da diese länger der Deposition ausgesetzt sind.

Zusätzlich zum Freilandversuch wurde in einem Gewächshausversuch die Blattoberfläche von Kiefern- und Fichtennadeln untersucht. Hier kann im Rasterelektronenmikroskop gezeigt werden, dass sich flache amorphe Strukturen ausbilden, die in der Literatur oft in Zusammenhang mit dem natürlichen Alterungsprozess der Nadeln, aber auch mit Luftverschmutzung gefunden wurden (Turunen und Huttunen, 1990). Es soll untersucht werden, ob es sich hierbei um degradierte oder verschmolzene Wachse handelt oder um deliqueszierte Salze. Durch einen Ausschlussversuch von Aerosolpartikeln im Gewächshaus werden Nadeln verglichen, die in einer aerosolfreien Umgebung aufgewachsen sind und in Umgebungsluft mit der in Bonn üblichen Aerosolbelastung.

► Hypothese: zu flachen amorphen Strukturen auf Nadeloberflächen

- Flache amorphe Strukturen auf den Nadeloberflächen entstehen durch deliqueszierte Salze, die die darunterliegenden Wachsstrukturen verdecken. Die Salze sammeln sich auf den Blattoberflächen durch die Ablagerungen von Aerosolpartikeln an. Somit gibt es in der Untersuchung mit dem Rasterelektronenmikroskop im aerosolfreien Gewächshaus keine oder kaum amorphe Strukturen auf den Nadeloberflächen im Gegensatz zu dem Gewächshaus mit Umgebungsluft.
- Die Wachsmenge und Zusammensetzung unterscheidet sich zwischen den Gewächshäusern nicht, da die deliqueszierten Salze die Wachsstrukturen nur überlagern und diese nicht verändert werden.

2 Material und Methoden

2.1 Freilandversuch

2.1.1 Versuchskonzept und Datenauswertung

Für die Untersuchung wurden deutschlandweit jeweils sechs Standorte für Buche und Kiefer, fünf für Fichte und drei Standorte für Eiche ausgewählt (Tabelle 1), die über drei Jahre hinweg bei jeweils sieben Probenentnahmen beprobt wurden (Abbildungen 4 und 5). Vereinzelt fielen Beprobungen aus unterschiedlichen Gründen aus (siehe 2.1.3). Hierdurch wurden einerseits räumliche Gradienten mit unterschiedlichen Feinstaubbelastungen der Standorte untersucht. Andererseits diente die wiederholte Beprobung der Standorte während der Vegetationsperiode der Überprüfung des kumulativen Partikeleinflusses auf die Blätter im Jahresverlauf, bei den Nadelbäumen auch über mehrere Jahre hinweg. Mögliche Zusammenhänge wurden im Projekt durch multivariate Varianzanalysen ermittelt. Weitere Parameter, die in diese Analysen mit einfließen, sind der Kontaktwinkel von Wassertropfen auf Blattoberflächen und die Isotopenanalysen von Stickstoff als zusätzlicher Anzeiger der Partikelakkumulation, sowie die Isotopenanalysen von Kohlenstoff als zusätzlicher Anzeiger für Trockenstress.

Die Normalverteilung wurde vor den Analysen grafisch anhand von Quantil-Quantil-Diagrammen innerhalb der Gruppen untersucht. Vereinzelt zeigten Gruppen kleine Abweichungen von der Normalverteilung, da die ANOVA gegenüber kleinen Abweichungen robust ist (Blanca et al., 2017), wurden Analysen wie beschrieben durchgeführt. Die Varianzhomogenität wurde ebenfalls grafisch in Residuenplots überprüft (Backhaus et al., 2011), diese konnte bestätigt werden.

Es wurden multivariate Varianzanalysen (Manova) für die verschiedenen Baumarten durchgeführt. Die abhängigen Variablen waren g_{min} , π_{TLP} , Kontaktwinkel, $\delta^{13}C$ und $\delta^{15}N$ und die unabhängigen Variablen waren Licht/Schatten, Nadeljahrgang, Beprobungszeitpunkt, Standort und Beprobungsjahr. Die Beprobungszeitpunkte wurden als Frühsommer (Mai – Juni), Sommer (Juli – August), Spätsommer (September) und Winter (November – März) definiert. Ein Beprobungsjahr ging von Mai bis März des nächsten Jahres. Zur weiteren Analyse wurden die fünf abhängigen Variablen in einzelnen Varianzanalysen (Anova) untersucht, wobei zur Verhinderung einer Alpha-Fehler-Akkumulation das Alpha-Niveau mit einer Bonferroni-Korrektur angepasst wurde ($0,05/5=0,01$). Zeigten einzelne unabhängige Variablen keinen Einfluss, wurden diese aus der weiteren Analyse entfernt und die Gruppen zusammengefasst. Die weitere Analyse erfolgte mit weiteren Anova sowie Post-Hoc-Tukey-Tests. Hierbei wurde erneut das Alpha-Level entsprechend der Anzahl der Tests nach Bonferroni angepasst und der p-Wert innerhalb der Post-Hoc-Tests ebenfalls nach Holm korrigiert. Wenn Interaktionseffekte vorlagen, wurden diese vorrangig analysiert. Wenn es keine Interaktionseffekte gab, wurden Haupteffekte untersucht und dargestellt. In den Abbildungen sind signifikante Unterschiede mit unterschiedlichen Buchstaben dargestellt. Gleiche Buchstaben innerhalb einer verglichenen Gruppe zeigen hierbei keinen signifikanten Unterschied.

Weiterhin wurden Korrelationen mit den ermittelten Partikelmengen und den Trockentoleranzparametern durchgeführt und mit Kendall Korrelationstests auf ihre Signifikanz hin überprüft. Außerdem wurden Vergleiche mit den Feinstaubkonzentrations-Messungen der Messnetze der Länder und des Bundes (Messungen nach EU Richtlinie 2008/50/EG über Luftqualität und saubere Luft für Europa) angestellt. Niederschlagsdaten des Deutschen Wetterdienstes (DWD) wurden genutzt, um Jahresniederschläge an den Standorten zu vergleichen. An den Level-II-Flächen standardmäßig erhobene Daten des ICP Forests standen

ebenfalls zur Verfügung, um weitere mögliche Einflussfaktoren erfassen zu können, beispielsweise der atmosphärischer N-Eintrag (Vergleich von Bestandes- und Freilandniederschlag nach dem Ulrich-Ansatz; Lovett und Lindberg, 1984; Draaijers et al., 1996).

Die gemessenen Variablen wurden ebenfalls in einer Hauptkomponentenanalyse untersucht, um weitere mögliche Zusammenhänge zwischen den Variablen aufzudecken. Für die Hauptkomponentenanalyse wurden die Variablen skaliert. Es wurde eine robuste Hauptkomponentenanalyse nach Hubert et al. (2005) durchgeführt, da Ausreißer im Datenset vorlagen und diese normale Hauptkomponentenanalysen verzerren können (R package: „rrcov“, Version 1.7-5).

Die Datenauswertung wurde mit der Programmiersprache R (Version 4.1.2) durchgeführt.

Die Messdaten sind in der Forschungsdatenbank der Universität Bonn bonndata veröffentlicht worden (Koch, 2025).

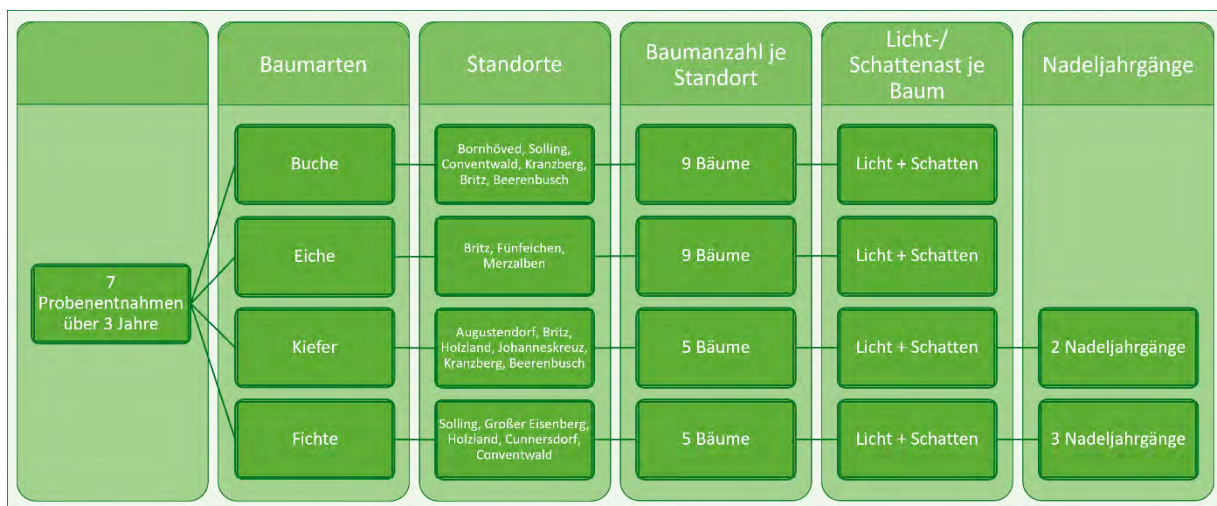
Tabelle 1: Liste der Versuchsflächen

Liste der untersuchten Versuchsflächen mit Flächen-Nr. (Level-II; ICP Forests), Flächenname, Bundesland, Baumart, Bestandesalter (Datenbank ICP Forests), Bodentyp (Datenbank ICP Forests; Bodenklassifikationssystem: World Reference Base for soil resources), Höhen (Datenbank ICP Forests), Jahresniederschlag (Mittelwert 30 Jahre, 1991- 2020; DWD), Nummer Wetterstation DWD sowie deren Entfernung zu den Versuchsflächen, Messstation Luftqualität des Bundes und der Länder bereitgestellt durch das Umweltbundesamt sowie deren Entfernung zu den untersuchten Flächen (bei fehlenden Daten in der Datenbank wurden teilweise mehrere Stationen genutzt).

Flächen- Nr. Bestand (ICP Forests)	Flächenname	Bundesland	Baumart	Bestandesalter	Bodentyp	Höhe [m NN]	Niederschlag [mm a ⁻¹] 1991-2020	Wetterstation DWD (Entfernung zur Beprobungsfläche [km])	Messstation Luftqualität UBA (Entfernung zur Beprobungsfläche [km])
101	Bornhöved	SH	Buche	101 - 120	Podzols	48	825	03467 (10,1)	DESH008 (12,3)
304	Solling	NS	Buche	> 160	Cambisols	502	933	00567 (7,6)	DENI042 (43,2) / DENI77 (4,3)
856	Conventwald	BW	Buche	141 - 160	Cambisols	809	1130	00757 (7,3)	DEUB004 (11,4)
1207	Beerenbusch	BB	Buche	121 - 140	Arenosols	90	623	03509 (7,6)	DEUB030 (5,0)
	Britz	BB	Buche	20/50	Arenosols	55	544	01497 (9,5)	DEBB060 (23,2)
	Kranzberg	BY	Buche	90	Luvisols	490	741	05404 (4,5)	DEBY089 (22,7)
705	Merzalben	RP	Eiche	> 160	Cambisols	550	868	05103 (8,8)	DERP017 (2,7)
1208	Fünfeichen	BB	Eiche	81 - 100	Arenosols	124	574	03967 (9,8)	DEBB032 (15,5) / DEBB066 (49,6)

Flächen-Nr. Bestand (ICP Forests)	Flächenname	Bundesland	Baumart	Bestandesalter	Bodentyp	Höhe [m NN]	Niederschlag [mm a ⁻¹] 1991-2020	Wetterstation DWD (Entfernung zur Beprobungsfläche [km])	Messstation Luftqualität UBA (Entfernung zur Beprobungsfläche [km])
	Britz	BB	Eiche	20	Arenosols	55	544	01497 (9,5)	DEBB060 (23,2)
307	Augustendorf	NS	Kiefer	61 - 80	Podzols	33	743	01503 (17,3)	DENI053 (13,5)
707	Johanniskreuz	RP	Kiefer	141 - 160	Cambisols	550	946	14316 (6,4)	DERP017 (3,8)
1202	Beerenbusch	BB	Kiefer	81 - 100	Arenosols	90	623	04176 (5,9)	DEUB030 (8,3)
1607	Holzland	TH	Kiefer	80	Podzols	350	588	02481 (6,9)	DETH061 (1,4)
	Britz	BB	Kiefer	50	Arenosols	55	544	01497 (9,5)	DEBB060 (23,2)
	Kranzberg	BY	Kiefer	70	Luvisols	490	741	05404 (4,5)	DEBY089 (22,7)
305	Solling	NS	Fichte	141 - 160	Podzols	506	933	00567 (7,6)	DENI042 (43,2) / DENI77 (4,3)
806	Conventwald	BW	Fichte	100	Cambisols	840	1131	00757 (6,2)	DEUB004 (12,1)
1403	Cunnersdorf	SA	Fichte	101 - 120	Cambisols	440	800	05943 (2,4)	DESN092 (41,6)
1605	Großer Eisenberg	TH	Fichte	85	Umbrisols	875	1318	04501 (5,6)	DEUB029 (5,6) / DETH072 (9,1)
1607	Holzland	TH	Fichte	80	Podzols	350	588	02481 (6,9)	DETH061 (1,4)

Abbildung 4: Versuchsaufbau



Versuchsaufbau der Beprobungen in dem Projekt

Quelle: eigene Darstellung Universität Bonn

2.1.2 Probenentnahme und Verarbeitung

Die Blatt- sowie Nadelprobenentnahmen wurden in Anlehnung an das Probenentnahmeprotokoll des Forstlichen Intensiv Monitorings für die Level-II-Standorte durchgeführt (Rautio et al., 2020). Ein Baumkletterer schnitt die Probeäste ab und warf den Ast herunter. An dem Kranstandort in Kranzberg (München, Buche, Kiefer) erfolgte der Aufstieg in die Krone mittels eines Krans und von dem aus, die Proben geschnitten wurden. Es wurden von den Kiefern die Nadeljahrgänge 1 – 2 und von den Fichten die Nadeljahrgänge 1 – 3 entnommen. Der Transport der Proben erfolgte in Plastikbeuteln und Kühlboxen. Bis zur Verarbeitung wurden die Proben in einem Kühlraum bei 4 °C aufbewahrt.

2.1.2.1 Oberflächenbestimmung von Blatt- und Nadelproben

Zur Bestimmung der Blattoberfläche wurden die Blätter von Eichen- oder Buchenproben mit einem Größenstandard fotografiert. Die Auswertung erfolgte mit dem Softwareprogramm ImageJ (Version 1.53 k, USA), indem die Pixelanzahl bestimmt wurde und diese mithilfe des Größenstandards in cm² umgerechnet wurde.

Zur Bestimmung der Oberfläche (A_t) der Kiefernadeln wurde mit einem Messschieber (Messgenauigkeit 0,05 mm) die Breite (b – Breite bei Mitte der Nadel), die Höhe (r – Höhe bei Mitte der Nadel) und die Länge (L) einer Nadel gemessen und die Oberfläche mit Hilfe von Formel 1 aus Flower-Ellis und Olsson (1993) bestimmt. Als geometrisches Modell für die Oberfläche der Fichtennadeln wurde dagegen ein Zylinder mit einem Parallelogramm als Grundfläche angenommen (Formel 2; Sellin, 2000; Homolová et al., 2013). Hierfür wurden ebenfalls mit einem Messschieber die beiden Durchmesser (von Kante zu Kante; D_1 und D_2), sowie die Länge (L) der Nadel ermittelt und hieraus die Oberfläche ($A_{t \text{ Fichte}}$, Formel 2) errechnet.

$$A_{t \text{ Kiefer}} = 0,936 \left(\frac{\pi}{2} \right) \cdot L \cdot (1,137 \cdot b + r) \quad (1)$$

$$A_{t \text{ Fichte}} = 2 L \sqrt{D_1^2 + D_2^2} \quad (2)$$

2.1.2.2 Bestimmung des Turgorverlustpunktes mit dem Osmometer

Der Turgorverlustpunkt (π_{TLP}) wurde mit Hilfe eines Dampfdruck-Osmometers (Vapro 5600, EliTechGroup Inc., USA) nach dem Verfahren von Bartlett et al. (2012a) bestimmt. Als Antwort auf Trockenheit können Pflanzen ihren π_{TLP} , also das Wasserpotential, an dem die Pflanze

anfängt zu welken, beeinflussen. Um bei Trockenheit mehr Wasser im Gewebe zu halten, variieren sie den Gehalt an gelösten Stoffen in ihren Zellen („Osmoregulation“). Dieser Gehalt kann mithilfe eines Dampfdruck-Osmometers gemessen werden.

Für die Messungen wurden die Blatt- beziehungsweise Nadelproben zunächst über Nacht rehydriert, um eine Vergleichbarkeit der Messungen zu ermöglichen. Jede Probe wurde dazu unter Wasser mindestens 2 Nodi oberhalb des letzten Schnittes abgeschnitten und über Nacht in einer Plastiktüte an einem dunklen Ort in Wasser rehydriert. Die rehydrierten Blätter und Nadeln wurden am nächsten Morgen von ihren Ästen entfernt und wurden verpackt in Plastiktüten mit einem feuchten Tuch, bis zur Messung im Kühlschrank gelagert. Um die passende Größe für die Probekammer zu erreichen, wurden die Blattproben zwischen den Blattvenen mit einem Lochbohrer (6 mm) ausgestanzt und bei den Nadelproben zwei Nadeln in gleicher Länge zurechtgeschnitten. Die Proben wurden mit Aluminiumfolie umwickelt und für mindestens 2 Minuten in flüssigen Stickstoff getaucht. Dies zerstört die Zellwände und ermöglicht eine Mischung der symplastischen Substanzen. Außerdem verhindert es das Austrocknen der Probe. Nach dem Einfrieren wurde die Oberfläche der Proben mehrmals mit einer spitzen Pinzette eingestochen, was eine schnellere Verdunstung aus dem Blattinneren und damit einen schnelleren Aufbau des Gleichgewichts-Wasserdampfdrucks in der Kammer ermöglicht. Die Probe wurde in den Probeteller gelegt und innerhalb von 15 – 20 Sekunden in die Messkammer gefahren, um ein Auftauen und Austrocknen der Probe zu verhindern (Bartlett et al., 2012a).

Während der Messung misst das Osmometer kontinuierlich den Dampfdruck psychometrisch mit einem Thermoelement. Erreicht das Gerät durch Kühlung des Thermoelements den Taupunkt, so sinkt der elektrische Widerstand. Dabei ist der Taupunkt ein Maß für die Luftfeuchte, welche in der abgeschlossenen Messkammer durch den Gehalt an osmotisch wirksamen Stoffen im Blatt bestimmt wird. Aus den Veränderungen der Taupunkttemperatur kann das Gerät daher den Gehalt an gelösten Stoffen in mmol kg^{-1} errechnen. Dies geschieht anhand von Standards (Opti-Mole Osmolality Standard Solution, 100 mmol kg^{-1} ; 290 mmol kg^{-1} ; $1000 \text{ mmol kg}^{-1}$), mit denen das Gerät zuvor kalibriert wurde (ELITechGroup, 2022).

Aus der Osmolalität beim Gleichgewichtsdampfdruck wurde mit Hilfe der Van't Hoff'schen Gleichung das osmotische Potential bei kompletter Hydratation errechnet (Banks und Hiron, 2019). Dies ermöglicht die Berechnung von π_{TLF} nach Sjöman et al. (2015).

2.1.2.3 Messung der minimalen epidermalen Leitfähigkeit (g_{min})

Die minimale epidermale Leitfähigkeit (g_{min}) wurde nach Sack (2003) bestimmt. Diese Methodik ermöglicht die Quantifizierung des Wasserverlustes eines Blattes oder einer Nadel bei geschlossenen Stomata. Dementsprechend beschreibt es die physikalischen Gegebenheiten für den Wasserverlust. Das g_{min} steigt bei Verletzungen der Blattoberfläche, aber auch bei höheren Aerosolablagerungen auf der Oberfläche, da die hierdurch entstehenden Salzkrusten zu Undichtigkeiten im stomatären Bereich führen (Grant et al., 2018, siehe 1.2.1).

Für die Bestimmung des g_{min} wurde zunächst die Oberfläche einer Blatt- oder einer Nadelprobe ermittelt (siehe 2.1.2.1). Das Stängelende wurde mit Wachs verschlossen, um einen Wasserverlust durch die Petiole zu verhindern. Die Proben haben mindestens 7 Stunden in einem Abzug verbracht und trockneten langsam aus. In dieser Zeit wurden sie wiederholt gewogen. Gleichzeitig wurden kontinuierlich die Raumtemperatur sowie Luftfeuchtigkeit gemessen (Tinytag Datenlogger, Gemini, UK).

Die Daten wurden im Nachhinein nach dem Protokoll von Sack (2003) analysiert und der g_{min} -Intervall Wert ermittelt. Hierfür wurde zunächst der Sättigungsdampfdruck (VP_{sat}) mit der

Temperatur (T) und der Arden Buck Gleichung (Buck, 1981; Formel 3) errechnet, woraus sich das Dampfdruckdefizit (mfVPD) mit der Luftfeuchte (RH) und dem Luftdruck (p) berechnen lässt (Formel 4). Das g_{min} wurde dann nach Sack (2003) berechnet (Formel 5, Δw – Gewichts Differenz [g], Δt – Zeitdifferenz [min], A – Blattfläche [cm²]).

$$VP_{sat} = 6,1121 \cdot e^{\left(18,678 - \frac{T}{234,5}\right) \frac{T}{257,14 + T}} \quad (3)$$

$$mfVPD = \left(1 - \frac{RH}{100}\right) \cdot \frac{VP_{sat}}{p} \quad (4)$$

$$g_{min} = \frac{\frac{\Delta w}{18} \cdot 1000}{\Delta t \cdot 60 \cdot mfVPD \cdot \frac{2A}{10000}} \quad (5)$$

2.1.2.4 Kontaktwinkel

Die Analyse der Kontaktwinkel gibt Aufschluss über die Oberflächenbeschaffenheit und die Benetzbarkeit der Blatt- und Nadelproben. Die Kontaktwinkel unterscheiden sich durch den Aufbau und die chemische Zusammensetzung der Blattoberfläche bei den Pflanzenarten und auf den Blattseiten. Schäden an der Blattoberfläche, Befall von Mikroorganismen, sowie abgelagerten Aerosolen können den Winkel ebenfalls beeinflussen (Papierowska et al., 2018). Kleinere Winkel zeigen hiermit eine leichtere Benetzbarkeit (Hydrophilizität) und größere eine schwerere Benetzbarkeit (Hydrophobizität, siehe 1.2.3).

Für die Messung des Kontaktwinkels wurde ein Tropfen Wasser (1 oder 2 µl, aqua dest.) auf die Oberfläche eines Blattes oder einer Nadel gegeben. Dieser wurde zeitnah nach Auftrag des Tropfens fotografiert. Das Foto wurde mit dem Plugin Contact Angle (Bugnara, 2006) der Grafik-Software ImageJ (Version 1.53 k, USA) analysiert. Für jeder Probe wurde ein Blatt beziehungsweise eine Nadel auf der abaxialen (Unter-) und der adaxialen (Ober-) Seite untersucht und hierfür 5 Tropfen fotografiert. Bei Fichtennadeln gibt es keine eindeutige Unterscheidung der Nadelseiten, deshalb wurden die Ober- und Unterseite hier nicht unterschieden.

2.1.2.5 Abwaschung der Proben und Analyse der abgewaschenen Lösungen

Zur Quantifizierung der wasserlöslichen Stoffe auf der Blattoberfläche wurden die Proben zunächst abgewaschen und das Waschwasser anschließend chemisch analysiert. Von den Buchen und Eichen wurden 10 Blätter verwendet, von den Kiefernnadeln 20 Doppelnadeln und von den Fichten ein circa 5 cm langes Stück Ast. Es wurde die Oberfläche der Proben bestimmt (siehe 2.1.2.1) und die Proben dann in 40 ml hochreinem Wasser (MilliQ Gradient A10, Millipore, USA) für 5 Minuten in einem Ultraschallbad bei 30 °C abgewaschen. Die Schnittstellen der Äste wurden vorher mit Wachs verschlossen. Die Wasserproben wurden danach filtriert (Spritzenfilter, 0,45 µm) und die Proben bis zur weiteren Analytik im Tiefkühlschrank (-20 °C) aufbewahrt.

Die Leitfähigkeit und der pH-Wert der Wasserproben wurde mit einer Leitfähigkeits- (WTW-Series 720, Xylem Analytics, USA) und einer pH-Elektrode (FE20, Mettler Toledo, Deutschland) bestimmt. Die Konzentrationen von Chlorid, Nitrat und Sulfat wurde mit einer Ionenchromatografie (Eco IC Metrohm, Schweiz) ermittelt. Mit einem *Continuous Flow Analyser* (AA3, Seal Analytical, Porvair, UK) wurde die Konzentrationen von Nitrat und Ammonium bestimmt. Des Weiteren wurden die Proben in einem ICP-OES (*inductively coupled plasma optical emission spectrometry*, icap pro X Duo, Thermo fisher, Deutschland) analysiert, hier können die Massen vieler verschiedener Elemente gleichzeitig bestimmt werden (S, Hg, Al, As, K, Si, Sn, Mg, Ca, Mn, Cd, Na, Ni, P, Pb, Fe, Zn). Diese Elemente sind angelehnt an die Analysen der Blätter und Nadeln der Level-II-Flächen (Rautio, 2020). Die Wasserproben enthalten die

abwaschbaren wasserlöslichen Partikel der Blattoberflächen. Dies gibt Rückschlüsse auf die Menge der abgelagerten Partikel auf den Blatt- und Nadeloberflächen.

2.1.2.6 Trocknung und Analytik der Proben

Einen Teil der Proben wurde in einem Trockenschrank bei 60 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet, bevor diese gemahlen wurden. Die Elemente der Blattprobe wurden nach einem Mikrowellenaufschluss mit dem ICP-OES analysiert. Hieraus kann der Ernährungszustand der Proben abgeleitet werden.

Die Isotopenbestimmung von $\delta^{13}\text{C}$ und $\delta^{15}\text{N}$ erfolgte mit einem Isotopenverhältnis-Massenspektrometer (ANCA-SL Elementaranalyse gekoppelt mit 20-20 Massenspektrometer, Europa Scientific, UK) aus dem Pulver der gemahlenen Proben. $\delta^{13}\text{C}$ ist ein weiterer Indikator für Trockenstress bei C3-Pflanzen, da diese bei Trockenstress ihre Stomata schließen und dadurch die interzelluläre CO_2 -Konzentration sinkt. Da die Pflanze die Nutzung von ^{13}C normalerweise bei der Photosynthese diskriminiert, fixiert sie bei geringerer CO_2 -Konzentration in der Zelle anteilig mehr ^{13}C (Jucker et al., 2017). Somit ist das Isotopenverhältnis $\delta^{13}\text{C}$ bei einer Gruppe von Pflanzen mit geschlossenen Stomata höher als bei einer Vergleichsgruppe mit offenen Stomata (siehe 1.2.4).

Das Isotopenverhältnis $\delta^{15}\text{N}$ gibt Aufschluss darüber, wie sehr der Stickstoffgehalt der Blätter durch atmosphärische Stickstoffeinträge und hier differenziert durch Stickoxide oder Ammoniak beeinflusst wird (Wiedenhaus et al., 2021). Weitere Faktoren können das Isotopenverhältnis beeinflussen. Hierzu zählen unter anderem die Menge des aufgenommenen geologischen Stickstoffs, die Menge des aufgenommenen Stickstoffs durch symbiotische Fixierung oder Mykorrhizza-Symbiose und die chemische Form des aufgenommenen Stickstoffs (Craine et al., 2015, siehe 1.2.5).

2.1.3 Verlauf der Probenentnahmen von 2021 bis 2024

In dem Projekt wurden 7 Probenentnahmen je Standort geplant. 2021 fanden die ersten Probenentnahmen statt. Diese wurden im Rahmen der jährlich stattfindenden Beprobungen der Level-II-Flächen durch das ICP Forests Monitoring Programm durchgeführt. Die Beprobung der Laubbäume findet hier von Juni bis August (Sommer) statt und die der Nadelbäume von November bis März (Winter). Ein Probeentnahmezyklus (Beprobungsjahr) geht demnach von Mai bis März des nächsten Jahres. In den folgenden zwei Jahren, 2022 und 2023, wurden neben den Beprobungen durch das ICP Forests Monitoring Programm zwei weitere Beprobungen mit projektfinanzierten Baumsteigern durchgeführt. Diese fanden jeweils Ende Mai bis Anfang Juni (Frühsommer) und Anfang September (Spätsommer) statt (Abbildung 5).

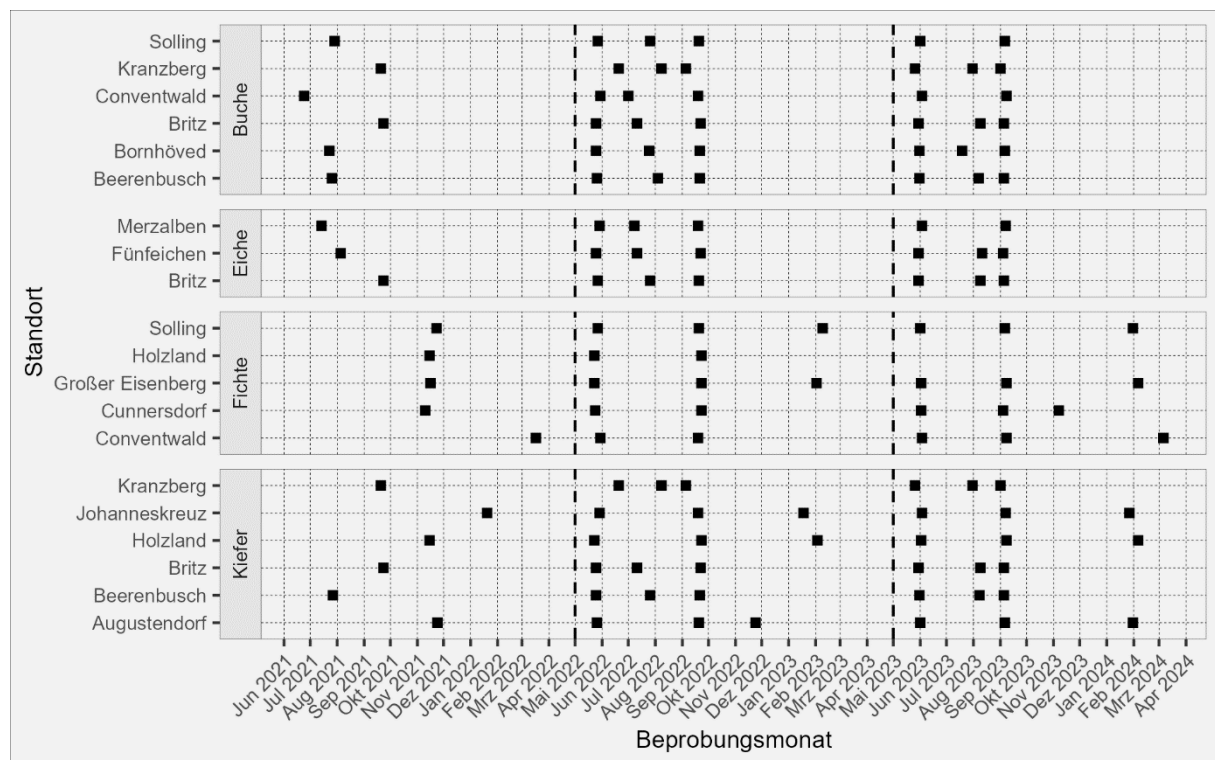
Die Anzahl der beprobten Bäume war zunächst einheitlich mit 10 Bäumen pro Standort geplant, wobei pro Baum jeweils eine Probe der Licht- und der Schattenkrone entnommen werden sollte. Aufgrund unterschiedlich geübter Praxis der Landesforstverwaltungen und des zeitlichen Aufwands bei der Laborbearbeitung speziell der Nadelbaumproben (2 Nadeljahrgänge bei Kiefern, 3 bei Fichten) wurde die Anzahl der beprobten Bäume für Laubbäume auf 9 und für Nadelbäume auf 5 nach dem ersten Beprobungszyklus 2021/22 reduziert. Diese Anzahlen decken sich mit den Empfehlungen des ICP Forests Handbuchs, welches 5 Wiederholungen vorschreibt und weitere empfiehlt (Rautio et al., 2020). Die getrennte Beprobung von Licht- und Schattenkrone wurde beibehalten, auch wenn sich die Proben im Falle sehr lichter Kiefernkrone teilweise wenig unterscheiden.

Teilweise fanden einzelne Probenentnahmen nicht statt. Dies betraf insbesondere den Standort Tannenbusch, der schon 2021 wegen eines Befalls mit Eichenprozessionsspinnern nicht beprobt

werden konnte und nach erneutem Befall im Mai 2022 aus dem Projekt ausgeschlossen wurde. Des Weiteren starben die Fichten auf der Versuchsfläche Holzland im Herbst 2022 durch einen Befall von Borkenkäfern ab, wodurch diese nicht weiter beprobt werden konnten. Einzelne Beprobungen konnten nicht durchgeführt werden, weil sie von den verantwortlichen Stellen des ICP Forests Monitoring Programms nicht durchgeführt worden sind (Cunnersdorf – Winter 2022; Merzalben – Sommer 2023), oder weil sich Beprobungen des ICP Forests Monitoring Programms von verschiedenen Bundesländern überschneiden (Conventwald Buche – Sommer 2023; Solling Buche – Sommer 2023). Des Weiteren konnten die Fichtenproben aus dem Conventwald im März 2023 aufgrund einer Erkrankung nicht für die Universität Bonn entnommen werden.

Die Buchen und Kiefern wurden an 6 Standorten entnommen, Fichten an 5 Standorten und Eichen an 3 Standorten. Insgesamt wurden 2854 Proben über die drei Beprobungszyklen entnommen.

Abbildung 5: Stattgefundene Beprobungen über 3 Versuchsjahre



Dargestellt sind die Termine der stattgefundenen Beprobungen über die drei Beprobungszyklen (2021 – 2024) von jeweils Mai bis März. Im ersten Jahr (Mai 2021 – März 2022) fanden die Entnahmen hauptsächlich zu den Beprobungsterminen des ICP Forests Monitoring Programms statt. Die Laubbaumbeprobungen waren hierbei im Sommer (Juli – September) und die Nadelbeprobungen im Winter (November – März). In den weiteren Versuchsjahren wurden die Flächen zusätzlich im Frühsommer (Mai – Juni) und Spätsommer (September) durch projektfinanzierte Baumsteiger beprobt.

Quelle: eigene Darstellung, Universität Bonn

2.2 Gewächshausuntersuchungen zu amorphen Strukturen auf der Oberfläche von Fichten- und Kiefernadeln

2.2.1 Pflanzen

Im Frühling 2022 sowie im August 2022 wurden 3-jährige Kiefernsetzlinge (*Pinus sylvestris*) und 4-jährige Fichtensetzlinge (*Picea abies*) in 3 L Töpfe in Erde gepflanzt. Die Pflanzen wurden auf zwei nebeneinanderliegende Gewächshäuser verteilt. Im FA-Gewächshaus (FA; *filtered air*; gefilterte Luft) werden 98 % der Partikel mit HEPA-Filtern aus der Luft gefiltert. Im AA-Gewächshaus (AA; *ambient air*; Umgebungsluft) herrscht dagegen dieselbe Konzentration an Aerosolen wie in der Umgebungsluft. Der Luftaustausch ist in beiden Gewächshäusern gleich, um eine ähnliche Temperatur und Luftfeuchtigkeit zu gewährleisten. Die Pflanzen waren natürlichen Tageslängen und natürlicher Sonneneinstrahlung ausgesetzt und wurden nach Bedarf bewässert und gedüngt. Ein Befall mit Spinnmilben (Tetranychidae) wurde biologisch mit Raubmilben (*Phytoseiulus persimilis*) behandelt. Bei der Verwendung von Nadelmaterial für die folgenden Untersuchungen wurde sichergestellt, dass die Nadeln ihre gesamte Lebensspanne in den Gewächshäusern gewachsen sind.

2.2.2 Rasterelektronenmikroskopie

Der erste und zweite Nadeljahrgang von Fichte und Kiefer wurde im November 2023 mit einem Rasterelektronenmikroskop (Cambridge Stereocan 200, UK) zusätzlich wurde der dritte Nadeljahrgang im Dezember 2024 untersucht (Tescan CLARA, Tschechien). Hierfür wurden die Nadeln vom Baum entfernt und Luftgetrocknet und anschließend mit Palladium besputtert (8 nm). Danach wurden die Aufnahmen mit den angegebenen Elektronenmikroskopen gemacht.

2.2.3 Chemische Wachsanalyse

Für die chemische Wachsanalyse wurden Nadeln des ersten Nadeljahrgangs von Fichte und Kiefer aus den beiden Gewächshäusern (AA und FA) geerntet. Anschließend wurde die Nadeloberfläche bestimmt (siehe 2.1.2.1). Die Nadeln von Kiefer und Fichte wurden für jeweils eine Minute in Chloroform getaucht ohne das Nadelende unterzutauchen. Aufgrund der Größenunterschiede der Nadeln wurden bei Kiefern eine Doppelnadel sowie 20 ml Chloroform verwendet und bei Fichte 10 Nadeln und 6 ml Chloroform. Anschließend wurden die Lösungen mit 10 µg eines internen Standards (Tetracosan; C24 Alkan) versetzt, um später die Mengen der Wachsbestandteile quantifizieren zu können. Die Menge der Lösung wurde unter einem Stickstoffgasstrom bei 60 °C auf 200 µl eingeengt und anschließend mit N,O-Bis(trimethylsilyl)trifluoroacetamid (BSTFA, Merck, Deutschland) und Pyridin (Sigma Aldrich, USA) derivatisiert (45 min, 70 °C). Dies dient dazu, die polaren chemischen Gruppen umzuformen. Durch die angehängten Schutzgruppen können die Stoffe dann in der Gaschromatographie aufgetrennt werden.

Die Wachsmengen wurden in einer Gaschromatographie mit gekoppeltem Flammenphotometer (GC-FID: 7890 B; Agilent Technologies, USA) ermittelt und die chemische Zusammensetzung in einer Gaschromatographie mit gekoppeltem Massenspektrometer (GC-MS: 5977 A, Agilent Technologies; USA) analysiert. Das Massenspektrometer gibt hierbei für eine chemische Verbindung spezifische Fragmentationsmuster aus, die mit bekannten Fragmentationsmustern abgeglichen werden, um ein Molekül zu bestimmen. Die Wachsmenge wurde mithilfe des zugegebenen Standards berechnet und auf die Blattfläche bezogen.

3 Ergebnisse

3.1 Freilandversuch

3.1.1 Minimale epidermale Leitfähigkeit ($g_{\min}$)

Die Ergebnisse der Varianzanalysen werden im Folgenden für die Minimalen epidermalen Leitfähigkeit dargestellt (siehe 2.1.1). Die Baumarten wurden jeweils einzeln betrachtet. Die abhängigen Variablen Licht/Schatten, Beprobungszeitpunkt, Standort, und Beprobungsjahr wurden bei den Laubbäumen untersucht und bei den Nadelbäumen zusätzlich die Nadeljahrgänge. Bei den Beprobungszeitpunkten, Standorten und Beprobungsjahren ergaben sich bei allen Baumarten Interaktionseffekte, weshalb diese gemeinsam abgebildet wurden (Abbildung 6, Abbildung 8, Abbildung 9, Abbildung 11). Die abhängigen Variablen Licht/Schatten und Nadeljahrgang waren Haupteffekte und wurden jeweils einzeln abgebildet (Abbildung 7, Abbildung 10). Signifikante Unterschiede wurden jeweils mit Buchstaben markiert, wobei unterschiedliche Buchstaben einen signifikanten Unterschied zwischen zwei verglichenen Boxplots anzeigen.

3.1.1.1 $g_{\min}$ Buche

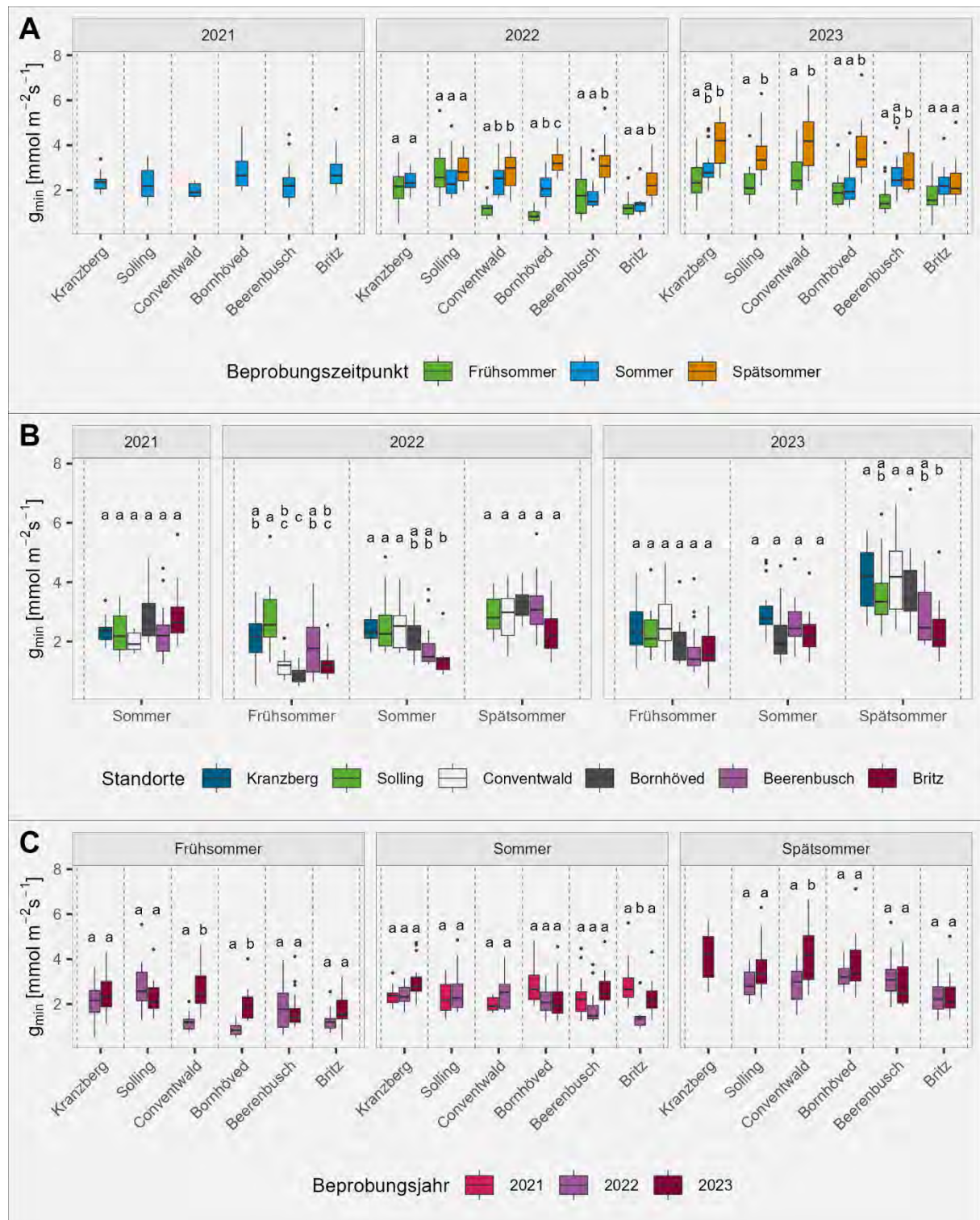
Die minimale epidermale Leitfähigkeit der Buchenblätter war signifikant höher bei den Lichtproben als bei den Schattenproben (Abbildung 7). Es gibt außerdem einen Interaktionseffekt zwischen den untersuchten Variablen Beprobungszeitpunkt, Standort und Beprobungsjahr.

Bei den **Beprobungszeitpunkten** gibt es zwischen Frühsommer und Spätsommer bei einigen Gruppen keine signifikanten Unterschiede (2022: Kranzberg, Solling; 2023: Britz). Alle anderen Gruppen zeigen einen signifikanten Anstieg des $g_{\min}$ -Werts zwischen Frühsommer und Spätsommer was auf einen Anstieg des $g_{\min}$ -Werts im Jahresverlauf hinweist (Abbildung 6 A).

Die **Standorte** zeigen bei den Beprobungen im Sommer 2021, im Spätsommer 2022 und im Frühsommer und Sommer 2023 keinen signifikanten Unterschied. Im Frühsommer 2022 hat Solling die höchsten $g_{\min}$ -Werte Conventwald, Bornhöved und Britz sind dagegen die Gruppen mit den niedrigsten $g_{\min}$ -Werten. Im Sommer 2022 ist Kranzberg, Solling und Conventwald im Vergleich zu Britz signifikant höher. Im Spätsommer 2023 ist Kranzberg, Conventwald und Bornhöved signifikant höher als Britz (Abbildung 6 B).

Zwischen den **Beprobungsjahren** unterscheiden sich die $g_{\min}$ -Werte nur bei bestimmten Beprobungen. Tendenziell sind die gemessenen $g_{\min}$ -Werte in 2023 höher als in 2022. Dies zeigt sich im Frühsommer im Conventwald und Bornhöved, im Sommer in Britz und im Spätsommer im Conventwald. Es gibt keine Beprobungen an denen die $g_{\min}$ -Werte von 2023 niedriger waren als 2022. 2021 wurden nur im Sommer Proben entnommen. Hier zeigt sich nur in Britz ein signifikant höherer Wert als 2022 ansonsten unterscheiden sich 2021 und die anderen Beprobungsjahre nicht (Abbildung 6 C).

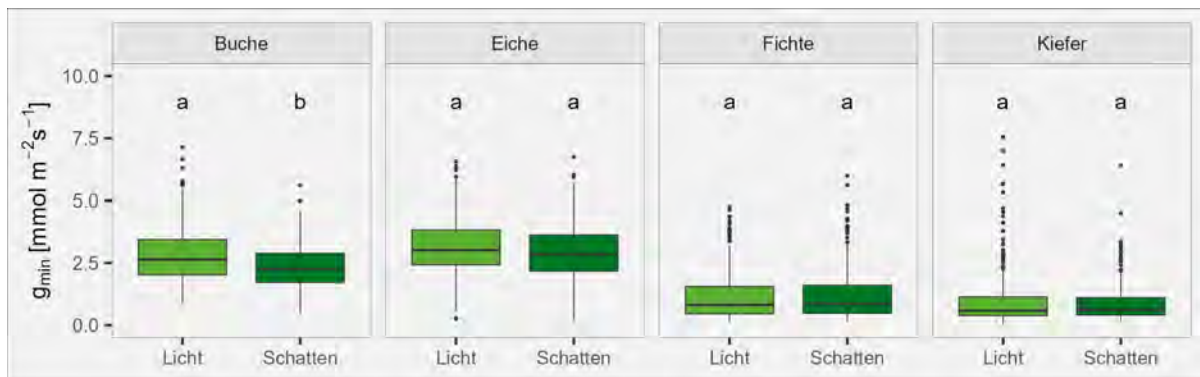
Abbildung 6: $g_{\min}$ Buche: Vergleich der Beprobungszeitpunkte, Standorte und Beprobungsjahre



Die Abbildung zeigt $g_{\min}$ -Werte [mmol m⁻² s⁻¹] von Buchen. Es sind Unterschiede zwischen den Beprobungszeitpunkten (A), den Standorten (B) und den Beprobungsjahren (C) dargestellt. Signifikante Unterschiede innerhalb einer Gruppe (jeweils zwischen zwei gestrichelten Linien) werden mit unterschiedlichen Buchstaben angegeben.

Quelle: Eigene Darstellung, Universität Bonn

Abbildung 7: $g_{\min}$ alle Baumarten: Vergleich Licht/Schatten



Die Abbildung zeigt Unterschiede des $g_{\min}$ -Wertes [mmol m⁻²s⁻¹] bei Licht und Schatten für die vier untersuchten Baumarten (Buche, Eiche, Fichte, Kiefer). Unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikanten Unterschied zwischen Licht- und Schattenproben für eine Baumart (Buche). Bei gleichen Buchstaben gibt es keinen signifikanten Unterschied (Eiche, Fichte, Kiefer).

Quelle: Eigene Darstellung, Universität Bonn

3.1.1.2 $g_{\min}$ Eiche

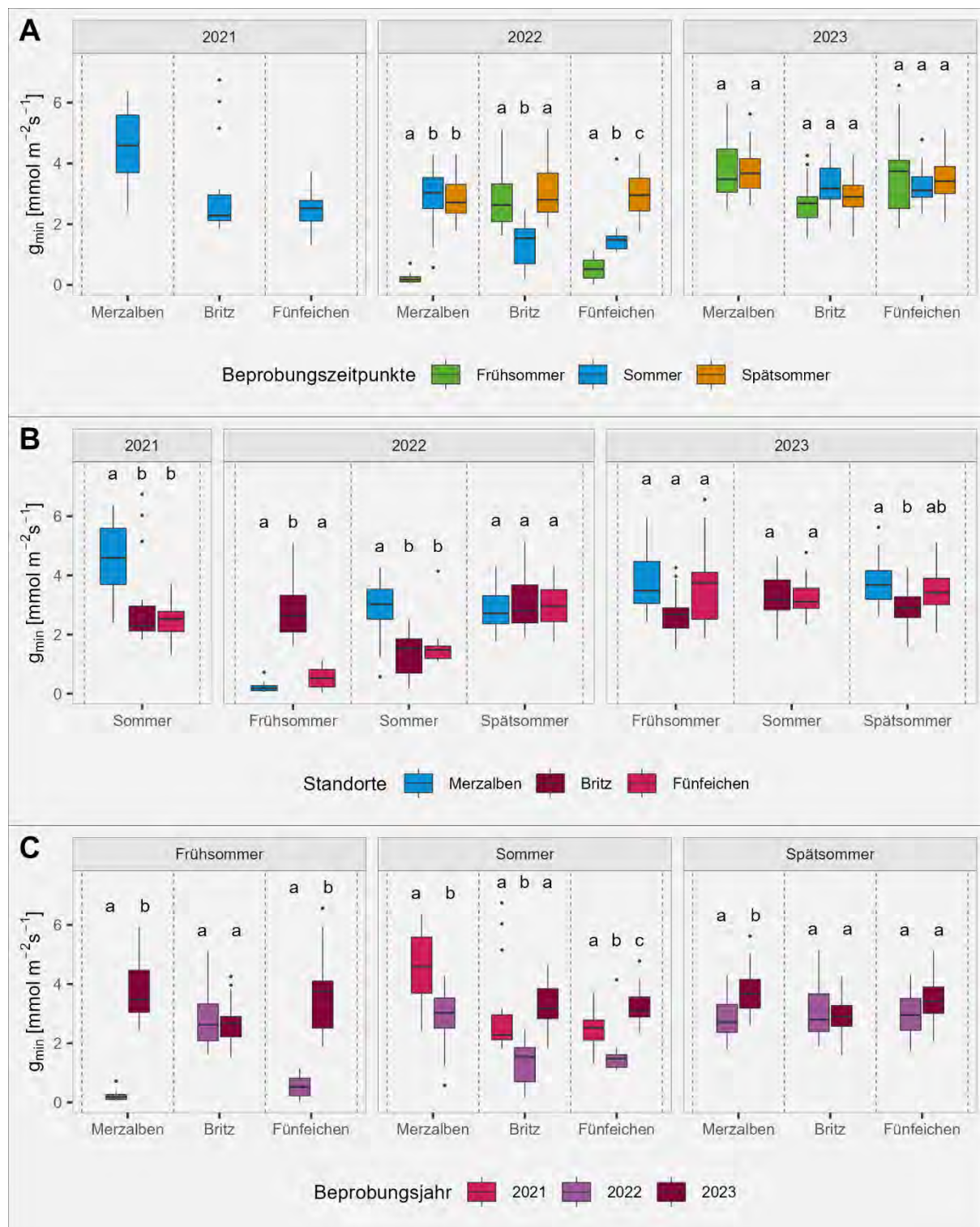
Für die Eichen zeigt sich in den $g_{\min}$ -Werten kein signifikanter Unterschied zwischen Licht und Schatten (Abbildung 7). Die statistische Analyse ergab eine Interaktion zwischen Beprobungszeitpunkt, Standort und Beprobungsjahr.

Die $g_{\min}$ -Werte der **Beprobungszeitpunkte** unterscheiden sich nur im Beprobungsjahr 2022, hier zeigt sich in Merzalben ein signifikant höherer $g_{\min}$ -Wert für Sommer und Spätsommer im Gegensatz zum Frühsommer. In Britz sind Frühsommer und Spätsommer signifikant höher als Sommer und in Fünfeichen gibt es einen signifikanten Anstieg des $g_{\min}$ -Werts im Jahresverlauf (Abbildung 8 A).

Die **Standorte** Britz und Fünfeichen unterscheiden sich nur im Frühsommer 2022 voneinander. Hier sind die gemessenen $g_{\min}$ -Werte in Britz signifikant höher als Fünfeichen. Merzalben hat im Sommer 2021 und im Sommer 2022 höhere $g_{\min}$ -Werte als Fünfeichen und Britz. Im Spätsommer 2023 sind die $g_{\min}$ -Werte von Merzalben höher als in Britz. Allerdings hat Merzalben im Frühsommer 2022 signifikant geringere $g_{\min}$ -Werte als Britz (Abbildung 8 B).

Die $g_{\min}$ -Werte zeigen in den **Beprobungsjahren** 2022 und 2023 Unterschiede. 2022 wurden signifikant geringere $g_{\min}$ -Werte gemessen, außer im Frühsommer und Spätsommer in Britz und im Spätsommer in Fünfeichen. Hier zeigen die Werte keinen signifikanten Unterschied. 2021 wurden jeweils signifikant höhere $g_{\min}$ -Werte gemessen als 2022 (Abbildung 8 C).

Abbildung 8: $g_{\min}$ Eiche: Vergleich der Beprobungszeitpunkte, Standorte und Beprobungsjahre



Die Abbildung zeigt $g_{\min}$ -Werte [mmol m⁻²s⁻¹] von Eichen. Es sind Unterschiede zwischen den Beprobungszeitpunkten (A), den Standorten (B) und den Beprobungsjahren (C) dargestellt. Signifikante Unterschiede innerhalb einer Gruppe (jeweils zwischen zwei gestrichelten Linien) werden mit unterschiedlichen Buchstaben angegeben.

Quelle: Eigene Darstellung, Universität Bonn

3.1.1.3 $g_{\min}$ Kiefer

Bei den Kiefernproben zeigen sich keine signifikanten Unterschiede zwischen Licht und Schattenproben (Abbildung 6), sowie bei den Nadeljahrgängen (Abbildung 10). Es gibt einen

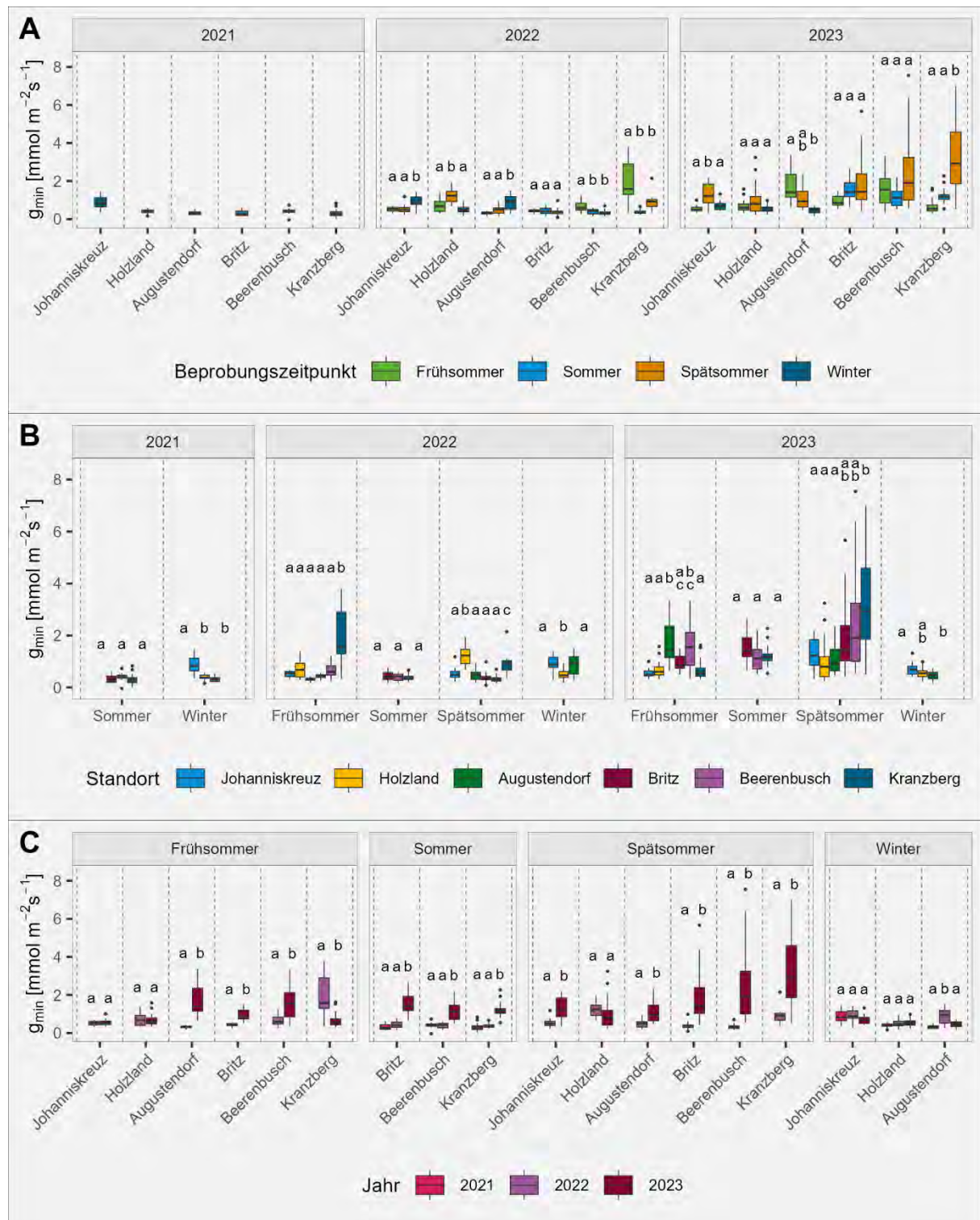
Interaktionseffekt zwischen den Variablen Beprobungszeitpunkt, Standort und Beprobungsjahr. Bei den Kiefernstandorten wurden drei Standorte neben Frühsommer und Spätsommer zusätzlich im Sommer beprobt (Britz, Beerenbusch und Kranzberg) und bei drei Standorten fand die dritte Beprobung im Winter statt (Johanniskreuz, Holzland, Augustendorf).

Die $g_{\min}$ -Werte der **Beprobungszeitpunkte** sind an einigen Standorten höhere im Winter als im Frühsommer und Sommer. Dies ist bei Johanniskreuz und Augustendorf 2022 der Fall. In Kranzberg 2023 sind die $g_{\min}$ -Werte von der Spätsommergruppe signifikant höher als im Frühsommer und Sommer. Dies würde auf einen Anstieg des $g_{\min}$ -Werts im Jahresverlauf hindeuten. Allerdings nimmt das $g_{\min}$ an einigen Standorten auch im Jahresverlauf ab. Bei Beerenbusch und Kranzberg 2022 und Augustendorf 2023 hat der Frühsommer signifikant höhere $g_{\min}$ -Werte als Spätsommer und Sommer beziehungsweise Winter. Und bei Holzland 2022 und Johanniskreuz 2023 sind die Werte im Spätsommer signifikant höher als im Frühsommer und Winter (Abbildung 9 A).

Bei dem Vergleich der **Standorte** hat Kranzberg bei einigen Beprobungen signifikant höhere $g_{\min}$ -Werte als die meisten anderen Standorte. Dies zeigt sich im Frühsommer 2022, hier gibt es in Kranzberg signifikant höhere $g_{\min}$ -Werte als bei allen anderen Standorten. Im Spätsommer 2022 hat nur Holzland signifikant höhere $g_{\min}$ -Werte als Kranzberg alle anderen sind signifikant geringer. Und im Spätsommer 2023 zeigen sich bei Kranzberg signifikant höhere $g_{\min}$ -Werte als bei Johanniskreuz, Holzland und Augustendorf, allerdings unterscheiden sich die Werte von Britz und Beerenbusch nicht signifikant von Kranzberg. In den Beprobungen im Sommer 2021, 2022 und 2023 unterscheidet sich Kranzberg nicht signifikant von Britz und Beerenbusch. Im Spätsommer 2022 fällt Holzland durch signifikant höhere $g_{\min}$ -Werte auf. Bei den anderen Beprobungen von Holzland liegen dessen $g_{\min}$ -Werte immer im unteren Bereich (Abbildung 9 B).

Im Vergleich zwischen den **Beprobungsjahren** ist 2023 ein Jahr mit eher höheren $g_{\min}$ -Werten. Die Werte waren signifikant höher als 2022 im Frühsommer in Augustendorf, Britz, Beerenbusch und Kranzberg. Johanniskreuz und Holzland unterscheiden sich nicht signifikant. Kranzberg hat allerdings 2022 signifikant höhere $g_{\min}$ -Werte als 2023 (Frühsommer). Im Sommer sind die $g_{\min}$ -Werte 2023 an allen beprobten Standorten (Britz, Beerenbusch und Kranzberg) höher als die von 2021 und 2022. 2021 und 2022 unterscheiden sich nicht signifikant. Im Spätsommer gibt es 2023 für alle Standorte bis auf Holzland signifikant höhere $g_{\min}$ -Werte als 2022. Im Winter unterscheiden sich die Werte in Johanniskreuz und Holzland nicht. In Augustendorf ist 2022 signifikant höher als 2021 und 2023 (Abbildung 9 C).

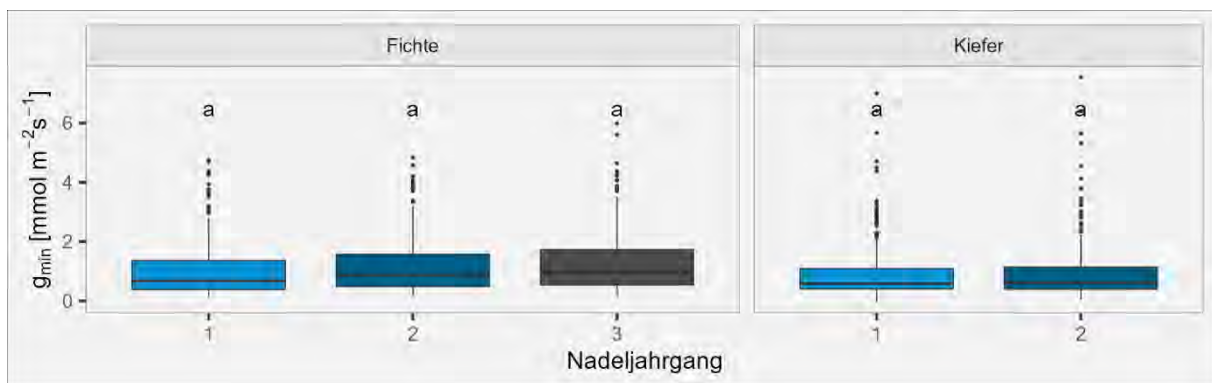
Abbildung 9: $g_{\min}$ Kiefer: Vergleich der Beprobungszeitpunkte, Standorte und Beprobungsjahre



Die Abbildung zeigt $g_{\min}$ -Werte [mmol m⁻² s⁻¹] von Kiefern. Es sind Unterschiede zwischen den Beprobungszeitpunkten (A), den Standorten (B) und den Beprobungsjahren (C) dargestellt. Signifikante Unterschiede innerhalb einer Gruppe (jeweils zwischen zwei gestrichelten Linien) werden mit unterschiedlichen Buchstaben angegeben.

Quelle: Eigene Darstellung, Universität Bonn

Abbildung 10: $g_{\min}$ Fichte und Kiefer: Vergleich der Nadeljahrgänge



Die Abbildung zeigt $g_{\min}$ -Werte [mmol m⁻² s⁻¹] von Fichte und Kiefer. Verglichen werden die Nadeljahrgänge. Sie sind sowohl bei Fichte als auch bei Kiefer nicht signifikant unterschiedlich (gleiche Buchstaben).

Quelle: Eigene Darstellung, Universität Bonn

3.1.1.4 $g_{\min}$ Fichte

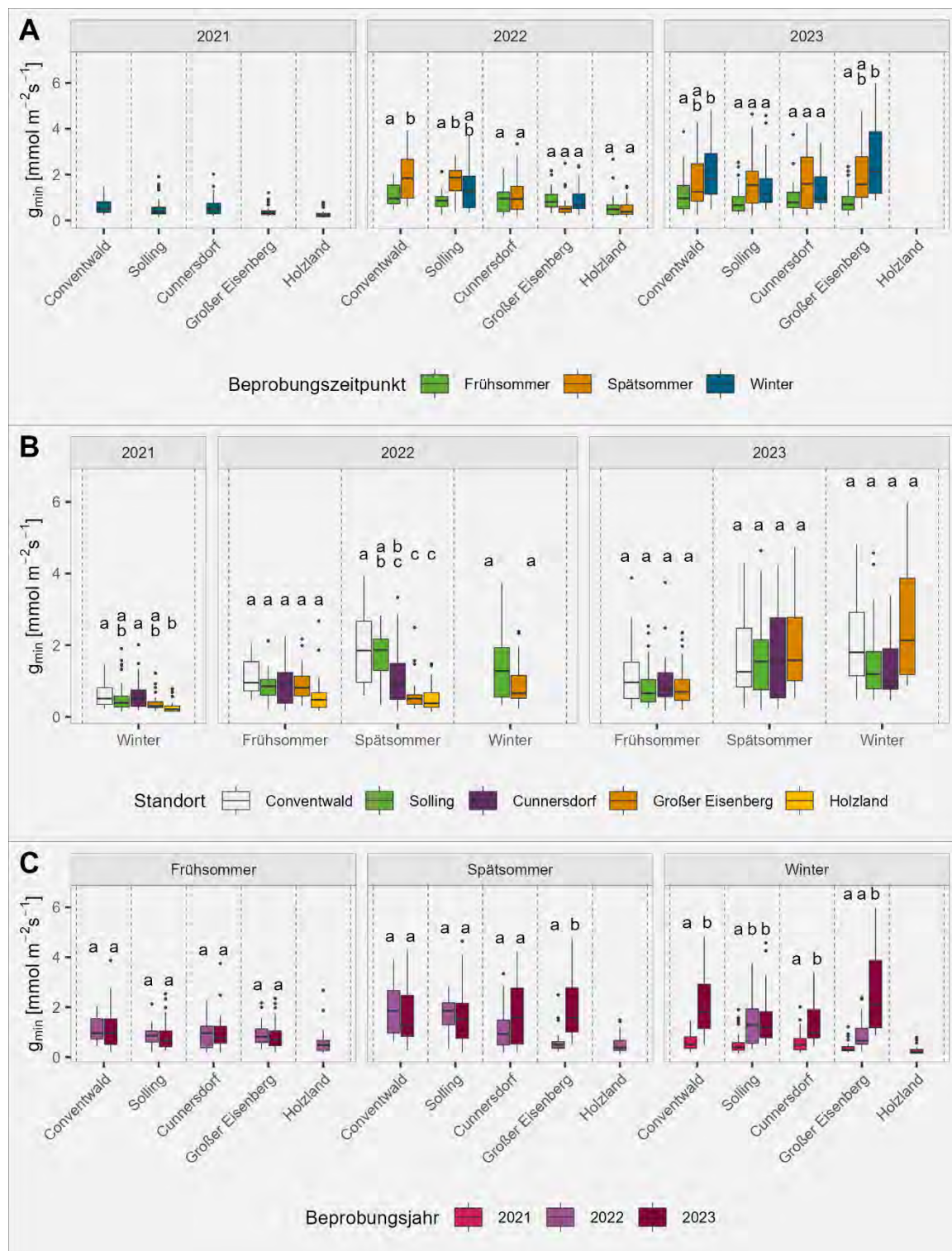
Die $g_{\min}$ -Werte bei den Fichten unterscheiden sich nicht signifikant zwischen Licht und Schatten und auch nicht zwischen den Nadeljahrgängen (Abbildung 7, Abbildung 10). Es gibt einen Interaktionseffekt zwischen den Beprobungszeitpunkten, Standort und Beprobungsjahr.

Zwischen den **Beprobungszeitpunkten** Frühsommer und Spätsommer gibt es nur bei den Standorten Conventwald und Solling (2022) signifikant höhere $g_{\min}$ -Werte im Spätsommer, an den anderen Standorten unterschieden sich Frühsommer und Spätsommer nicht signifikant voneinander. Winter ist im Conventwald und am Großer Eisenberg (2023) signifikant höher als Frühsommer. Bei den anderen Standorten unterscheiden sich weder Frühsommer und Winter noch Spätsommer und Winter signifikant voneinander (Abbildung 11 A).

Die Standorte zeigen über die Beprobungen hinweg keine großen Unterschiede. Im Spätsommer 2022 haben Conventwald und Solling signifikant höhere $g_{\min}$ -Werte als der Große Eisenberg und Holzland. Im Winter 2021 sind die geringsten $g_{\min}$ -Werte von Holzland. Diese sind signifikant niedriger als Conventwald und Cunnersdorf (Abbildung 11 B).

Die Beprobungsjahre unterscheiden sich nur bei bestimmten Beprobungen. 2023 gibt es signifikant höhere $g_{\min}$ -Werte am Großen Eisenberg (Spätsommer und Winter) im Gegensatz zu den anderen Beprobungsjahren. Im Conventwald, in Solling und in Cunnersdorf (Winter) gibt es 2023 signifikant höhere $g_{\min}$ -Werte als 2021 (Abbildung 11 C).

Abbildung 11: $g_{\min}$ Fichte: Vergleich der Beprobungszeitpunkte, Standorte und Beprobungsjahre



Die Abbildung zeigt $g_{\min}$ -Werte [mmol m⁻² s⁻¹] von Fichten. Es sind Unterschiede zwischen den Beprobungszeitpunkten (A), den Standorten (B) und den Beprobungsjahren (C) dargestellt. Signifikante Unterschiede innerhalb einer Gruppe (jeweils zwischen zwei gestrichelten Linien) werden mit unterschiedlichen Buchstaben angegeben.

Quelle: Eigene Darstellung, Universität Bonn

3.1.1.5 Zusammenfassung $g_{\min}$

Für das $g_{\min}$ lässt sich bei allen Baumarten ein Interaktionseffekt zwischen, Beprobungsjahr, Standort und Beprobungszeitpunkt feststellen. Außerdem unterscheiden sich bei der Buche

Licht und Schatten signifikant (Licht signifikant höher als Schatten). Bei den Eichen und den Nadelbäumen gibt es keinen signifikanten Unterschied zwischen Licht und Schatten. Die Nadeljahrgänge bei Kiefer und Fichte unterscheiden sich ebenfalls nicht signifikant im $g_{\min}$. Im Jahresverlauf kann ein Anstieg des $g_{\min}$ -Wertes von Frühsommer, Sommer, Spätsommer nach Winter festgestellt werden. Dieser Effekt zeigt sich besonders bei den Buchen und den Fichten. Hier gibt es im Jahresverlauf entweder einen Anstieg, oder gleichbleibende $g_{\min}$ -Werte, allerdings nie ein Absinken. Letzteres wurde bei Eiche einmal und bei Kiefer fünfmal beobachtet. In den Beprobungen von 2023 im Vergleich zu 2022 gab es bei allen Baumarten höhere oder gleiche $g_{\min}$ -Werte. Zusätzlich unterscheiden sich 2021 und 2022 bei Buche, Eiche und Fichte durch höhere $g_{\min}$ -Werte in 2021. Bei Kiefern gab es an dem Standort Augustendorf im Winter höhere $g_{\min}$ -Werte in 2022 als in 2021, sonst unterscheiden sich die Gruppen nicht.

Die $g_{\min}$ -Werte von den Laubbäumen (Buche: $2,48 \pm 0,04 \text{ mmol m}^{-2}\text{s}^{-1}$; Eiche: $2,80 \pm 0,07 \text{ mmol m}^{-2}\text{s}^{-1}$) sind im Mittelwert ($\pm$ Standardfehler) über alle gemessenen Proben höher als die von den Nadelbäumen (Kiefer: $1,11 \pm 0,05 \text{ mmol m}^{-2}\text{s}^{-1}$; Fichte: $1,28 \pm 0,04 \text{ mmol m}^{-2}\text{s}^{-1}$). Dies passt zur Literatur, laut der Buchenartige, zu denen Buchen und Eichen gehören, höhere $g_{\min}$ -Werte haben als Kiefernartige (Kiefer und Fichte; Duursma, 2019).

3.1.2 Wasserpotential am Turgorverlustpunkt: π_{TLP}

Die Ergebnisse der Varianzanalysen werden im Folgenden für das Wasserpotential am Turgorverlustpunkt (π_{TLP}) dargestellt (siehe 2.1.1). Die Baumarten wurden jeweils einzeln betrachtet. Die abhängigen Variablen Licht/Schatten, Beprobungszeitpunkt, Standort, und Beprobungsjahr wurden bei den Laubbäumen untersucht und bei den Nadelbäumen zusätzlich die Nadeljahrgänge. Bei den Beprobungszeitpunkten, Standorten und Beprobungsjahren ergaben sich bei Buche, Eiche und Kiefer Interaktionseffekte, weshalb diese gemeinsam abgebildet wurden (Abbildung 13, Abbildung 14, Abbildung 16). Bei Fichte gibt es Interaktionseffekte zwischen Beprobungsjahr und Standort sowie Standort und Beprobungszeitpunkt (Abbildung 17). Die abhängigen Variablen Licht/Schatten und Nadeljahrgang waren Haupteffekte und wurden jeweils einzeln abgebildet (Abbildung 12, Abbildung 15). Signifikante Unterschiede wurden jeweils mit Buchstaben markiert, wobei unterschiedliche Buchstaben einen signifikanten Unterschied zwischen zwei verglichenen Boxplots anzeigen.

3.1.2.1 π_{TLP} Buche

Für den π_{TLP} liegt bei den Buchenproben ein Interaktionseffekt zwischen Beprobungszeitpunkt, Standort und Beprobungsjahren vor. Zwischen Licht und Schatten gibt es keinen signifikanten Unterschied (Abbildung 12).

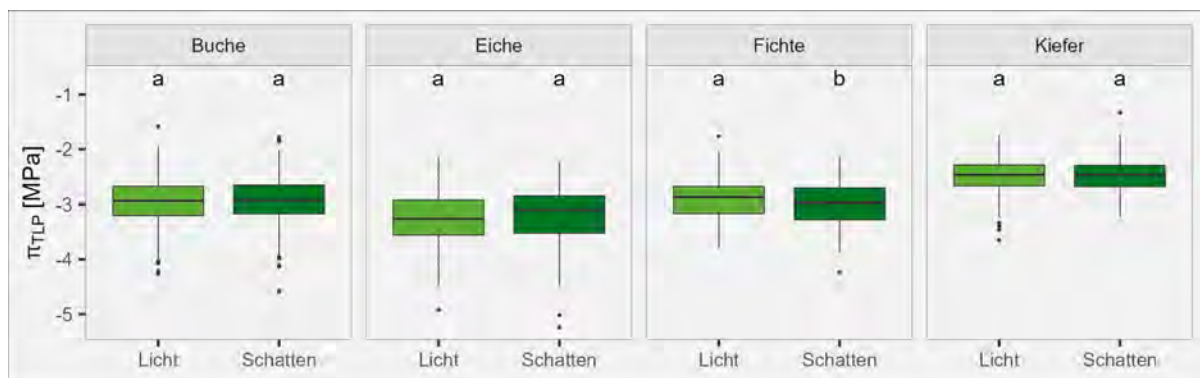
Bei den **Beprobungszeitpunkten** hat der Spätsommer bei vielen Gruppen einen signifikant geringeren π_{TLP} -Wert als der Frühsommer. Dies lässt sich bei den Standorten Bornhöved, Solling, Beerenbusch und Britz in 2022 feststellen und auch bei dem Standort Beerenbusch in 2023. Bei den anderen Beprobungen ergibt sich kein Unterschied zwischen Frühsommer und Spätsommer. Die π_{TLP} -Werte bei den Beprobungen im Sommer befinden sich immer zwischen den Messungen im Frühsommer und Spätsommer. In Bornhöved, Solling, und Britz 2022 sind die Werte im Sommer signifikant geringer als die im Frühsommer, dafür gab es keine Unterschiede zum Spätsommer. In Beerenbusch 2022 und Britz 2023 unterscheiden sich die Werte von Frühsommer und Sommer nicht, dafür war Sommer signifikant höher als Spätsommer. Bei vier von zwölf Beprobungen unterscheiden sich die π_{TLP} -Werte der Beprobungszeitpunkte gar nicht (Conventwald und Kranzberg 2022; Bornhöved und Kranzberg

2023). Insgesamt lässt sich eher eine Abnahme des π_{TLP} im Jahresverlauf feststellen (Abbildung 13 A).

Im Sommer 2022 sind die Werte der **Standorte** Conventwald, Solling und Beerenbusch signifikant höher als Britz und im Spätsommer 2022 sind die Werte der Standorte Bornhöved, Conventwald, Solling und Kranzberg signifikant höher als Britz (Abbildung 13 B).

Im **Beprobungsjahr** 2022 sind die gemessenen π_{TLP} -Werte signifikant geringer als in 2023 an den Standorten Bornhöved und Britz im Sommer und Britz im Spätsommer. Sonst unterscheiden sich 2022 und 2023 nicht signifikant. 2021 zeigt im Gegensatz zu 2022 signifikant geringere π_{TLP} -Werte für Beerenbusch (Sommer) und signifikant höhere π_{TLP} -Werte für in Kranzberg und Britz (Sommer). In Beerenbusch ist 2021 signifikant geringer als 2023 für alle anderen Standorte waren keine Unterschiede zwischen 2021 und 2023 festzustellen (Abbildung 13 C).

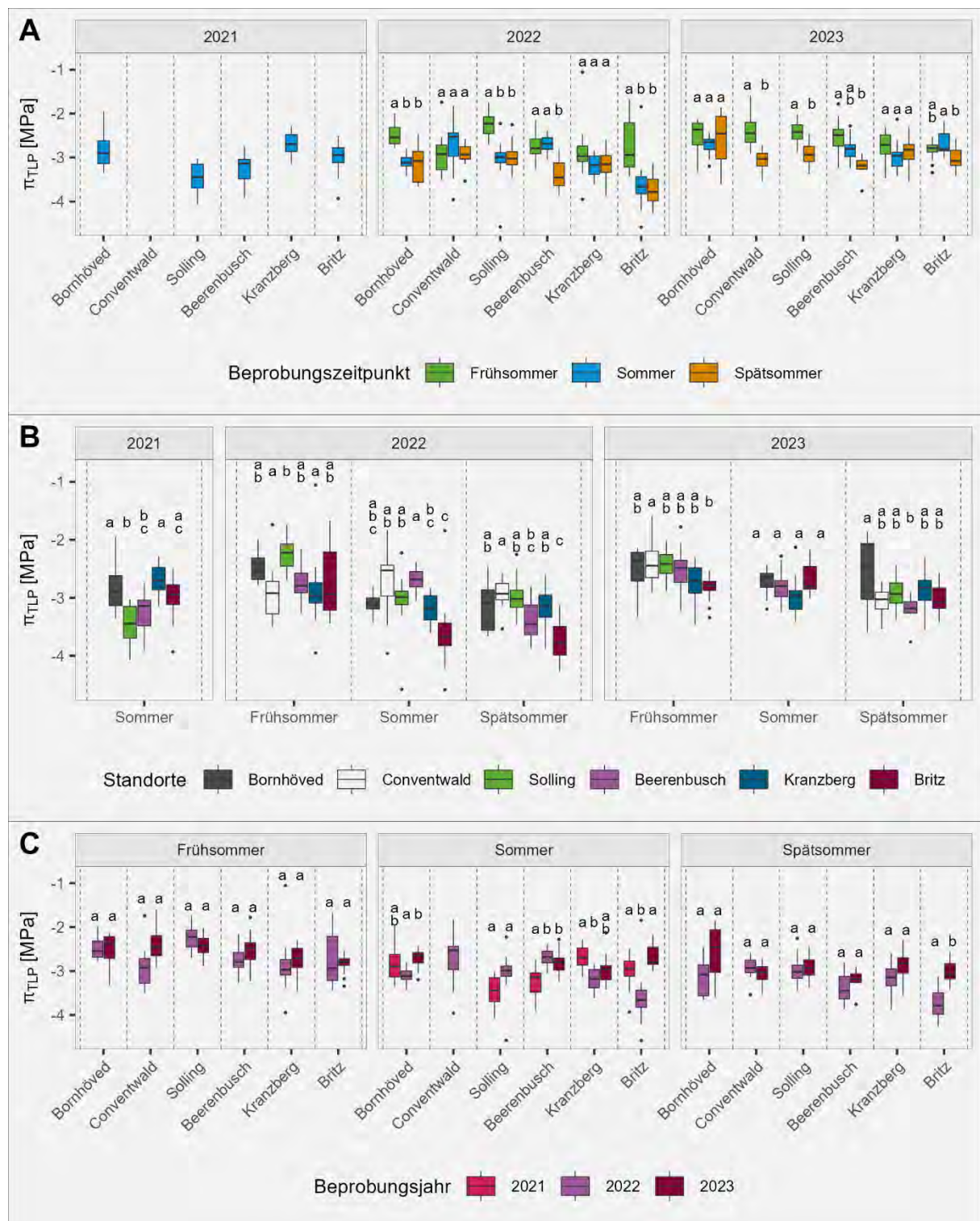
Abbildung 12: π_{TLP} alle Baumarten: Vergleich Licht/Schatten



Diese Abbildung zeigt die π_{TLP} -Werte [MPa] für die vier Baumarten (Buche, Eiche, Fichte, Kiefer) für die Licht- und Schattenproben. Unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikanten Unterschied zwischen Licht- und Schattenproben für eine Baumart.

Quelle: Eigene Darstellung, Universität Bonn

Abbildung 13: π_{TLP} Buche: Vergleich der Beprobungszeitpunkte, Standorte und Beprobungsjahre



Diese Abbildung zeigt π_{TLP} -Werte [MPa] von Buchen. Es sind Unterschiede zwischen den Beprobungszeitpunkten (A), den Standorten (B) und den Beprobungsjahren (C) dargestellt. Signifikante Unterschiede innerhalb einer Gruppe (jeweils zwischen zwei gestrichelten Linien) werden mit unterschiedlichen Buchstaben angegeben.

Quelle: Eigene Darstellung, Universität Bonn

3.1.2.2 π_{TLP} Eiche

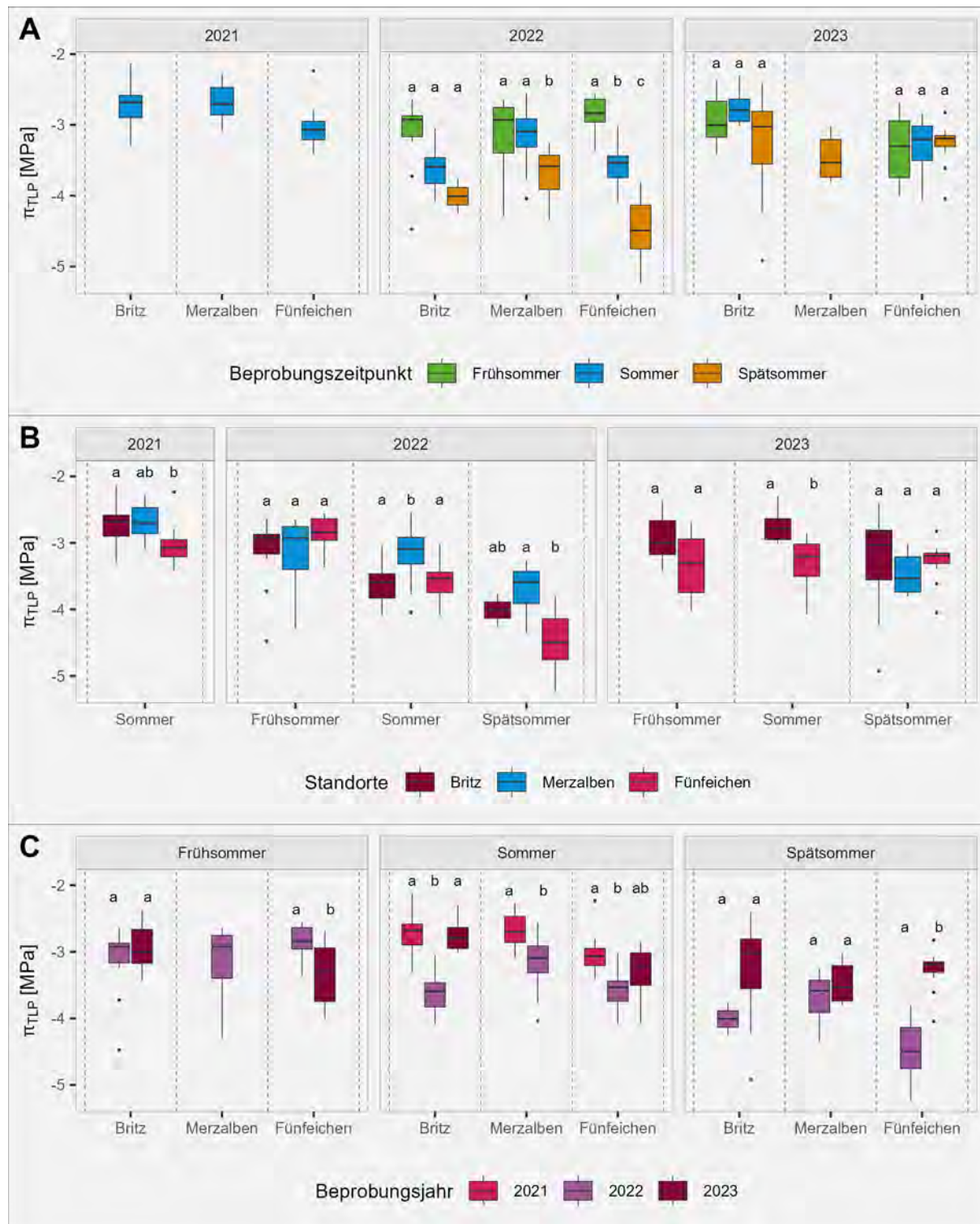
Die π_{TLP} -Werte der Eichenproben unterscheiden sich nicht signifikant zwischen den Licht- und Schattenproben (Abbildung 12). Es gibt einen signifikanten Interaktionseffekt von Beprobungszeitpunkt, Standort und Beprobungsjahr.

Beprobungszeitpunkte: Es gibt im Beprobungsjahr 2022 bei einigen Gruppen einen Abfall der π_{TLP} -Werte im Jahresverlauf. In Merzalben und Fünfeichen ist der Frühsommer und Sommer im Beprobungsjahr 2022 signifikant höher als der Spätsommer. In Fünfeichen ist zusätzlich der Frühsommer signifikant höher als der Sommer. Es gibt keine Unterschiede zwischen den Gruppen in Britz 2022 und auch nicht in 2023 (Abbildung 14 A).

Beim Vergleich der π_{TLP} -Werte der **Standorte** ist Merzalben signifikant höher als Fünfeichen bei den Beprobungen im Sommer und Spätsommer 2022. Im Frühsommer 2022 und im Spätsommer 2021 und 2023 unterscheiden sich diese nicht. Britz ist signifikant höher als Fünfeichen im Sommer 2021 und im Sommer 2023. Bei den anderen Beprobungen unterscheiden sich die Standorte nicht. Im Sommer 2022 ist Merzalben signifikant höher als Britz. Bei den anderen Beprobungen unterscheiden sich die Standorte nicht (Abbildung 14 B).

Bei dem Vergleich der **Beprobungsjahre** hat 2021 an allen drei Standorten signifikant höhere π_{TLP} -Werte als 2022. Hier können nur Sommerproben verglichen werden, da 2021 nur im Sommer beprobt wurde. Des Weiteren unterscheiden sich 2021 und 2023 nicht. In Britz (Sommer) und in Fünfeichen (Spätsommer) ist der π_{TLP} -Wert in 2023 höher als in 2022 allerdings ist der π_{TLP} -Wert in Fünfeichen (Frühsommer) 2022 höher als 2023. Bei den anderen Beprobungen unterscheiden sich die Beprobungsjahre 2022 und 2023 nicht signifikant (Abbildung 14 C).

Abbildung 14: π_{TLP} Eiche: Vergleich der Beprobungszeitpunkte, Standorte und Beprobungsjahre



Diese Abbildung zeigt π_{TLP} -Werte [MPa] von Eichen. Es sind Unterschiede zwischen den Beprobungszeitpunkten (A), den Standorten (B) und den Beprobungsjahren (C) dargestellt. Signifikante Unterschiede innerhalb einer Gruppe (jeweils zwischen zwei gestrichelten Linien) werden mit unterschiedlichen Buchstaben angegeben.

Quelle: Eigene Darstellung, Universität Bonn

3.1.2.3 π_{TLP} Kiefer

Die Nadeljahrgänge zeigen einen signifikanten Haupteffekt im Vergleich des π_{TLP} -Wertes von Kiefer. Der zweite Nadeljahrgang hat einen signifikant geringeren π_{TLP} -Wert als der erste Nadeljahrgang (Abbildung 15).

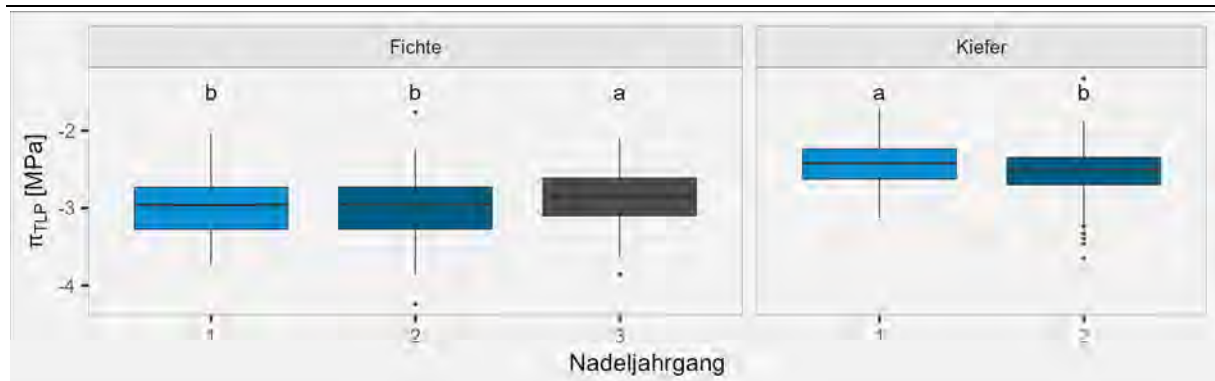
Außerdem zeigt sich ein Interaktionseffekt bei Beprobungszeitpunkt, Standort und Beprobungsjahr. Zwischen Licht- und Schattenproben gibt es keinen signifikanten Unterschied (Abbildung 12).

Die **Beprobungszeitpunkte** Frühsommer und Sommer unterscheiden sich in Beerenbusch (2022, 2023) signifikant. Hier sind die π_{TLP} -Werte im Sommer signifikant höher als im Frühsommer. Allerdings unterscheiden sich alle weiteren Standorte nicht zwischen diesen Gruppen. Bei den Beprobungen Beerenbusch 2022 und Augustendorf, Kranzberg und Britz 2023 ist der π_{TLP} von Spätsommer signifikant höher als von Frühsommer. Sommer und Spätsommer unterscheiden sich nur in Britz 2022, wo Spätsommer signifikant höher ist. Die Winterproben können nur in Augustendorf und Holzland 2023 verglichen werden. Hier sind sie signifikant niedriger als die π_{TLP} -Werte im Spätsommer. Wenn sich die π_{TLP} -Werte unterscheiden, steigen sie also von Frühsommer über Sommer und Spätsommer an und fallen dann im Winter wieder ab (Abbildung 16 A).

Im Vergleich zwischen den **Standorten** ist Augustendorf eher ein Standort mit hohen π_{TLP} -Werten. Im Winter 2021 hat er einen höheren π_{TLP} als die anderen beprobten Standorte. Im Spätsommer 2022 ist der π_{TLP} signifikant höher als Kranzberg, Holzland und Johanniskreuz und im Frühsommer 2023 ist er signifikant höher als Britz (Abbildung 16 B).

Es zeigen sich Unterschiede zwischen den **Beprobungsjahren** 2022 und 2023. Bei den Beprobungen von Britz (Sommer), Kranzberg, Holzland und Johanniskreuz (Spätsommer) liegen die π_{TLP} -Werte von 2023 signifikant höher als die von 2022. 2021 unterscheidet sich in Britz im Sommer signifikant zu 2022, ist allerdings gleich den Werten 2023. In Augustendorf ergab die Winter Beprobung signifikant höhere π_{TLP} -Werte für 2021 im Gegensatz zu 2023 (Abbildung 16 C).

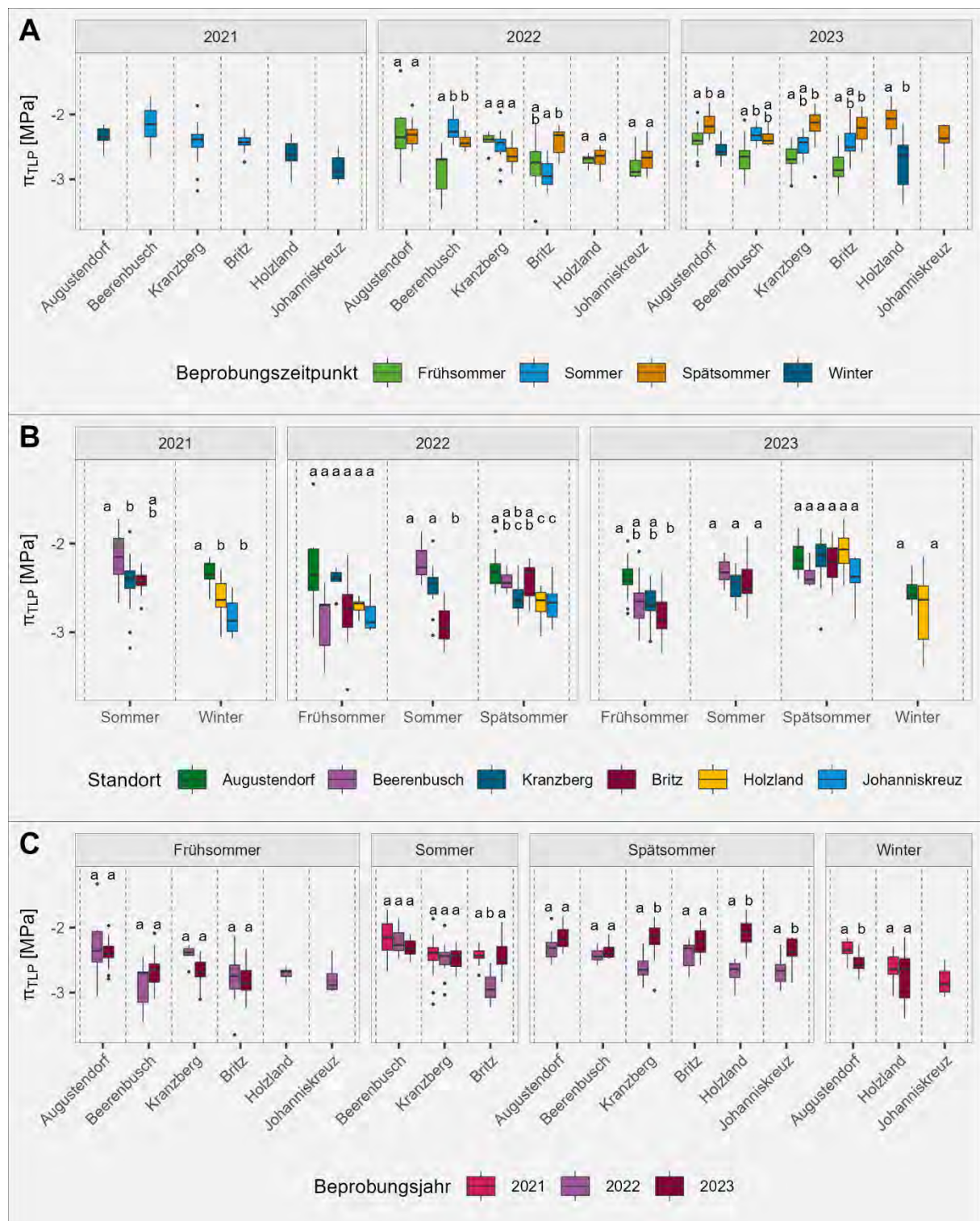
Abbildung 15: π_{TLP} Fichte und Kiefer: Vergleich der Nadeljahrgänge



Diese Abbildung zeigt die π_{TLP} -Werte [MPa] von Fichte und Kiefer. Es werden die Nadeljahrgänge innerhalb der Baumarten verglichen. Signifikante Unterschiede werden durch unterschiedliche Buchstaben angegeben.

Quelle: Eigene Darstellung, Universität Bonn

Abbildung 16: π_{TLP} Kiefer: Vergleich der Beprobungszeitpunkte, Standorte und Beprobungsjahre



Diese Abbildung zeigt π_{TLP} -Werte [MPa] von Kiefern. Es sind Unterschiede zwischen den Beprobungszeitpunkten (A), den Standorten (B) und den Beprobungsjahren (C) dargestellt. Signifikante Unterschiede innerhalb einer Gruppe (jeweils zwischen zwei gestrichelten Linien) werden mit unterschiedlichen Buchstaben angegeben.

Quelle: Eigene Darstellung, Universität Bonn

3.1.2.4 π_{TLP} Fichte

Die Untersuchung der π_{TLP} -Werte bei den Fichten zeigt einen Interaktionseffekt zwischen Beprobungsjahr und Standort sowie Standort und Beprobungszeitpunkt. In der Abbildung 17

sind die Ergebnisse dieser Interaktionseffekte dargestellt. Es liegen Haupteffekte für die Nadeljahrgänge und Licht/Schatten vor.

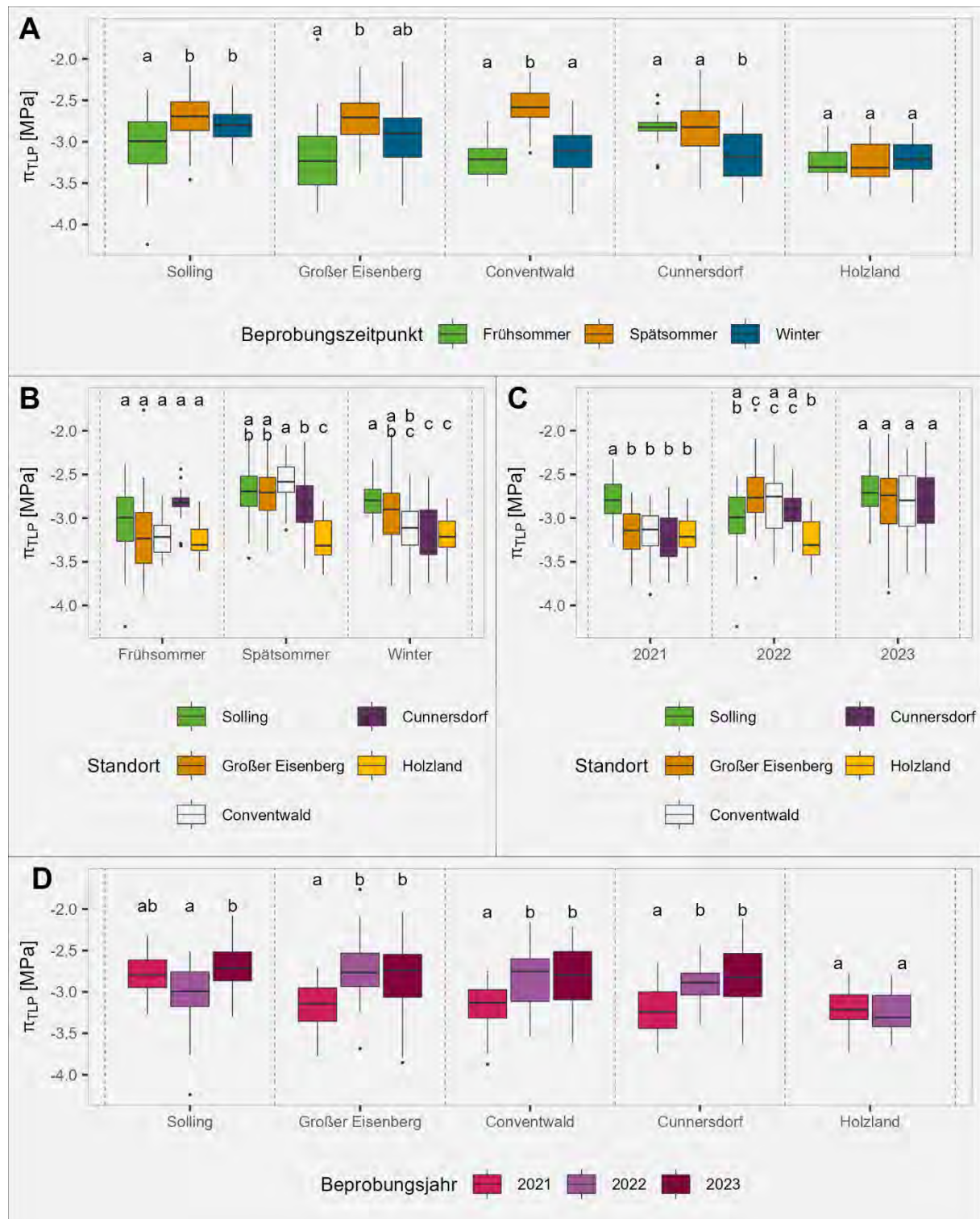
Nadeljahrgang eins und zwei haben signifikant geringere π_{TLP} -Werte als Nadeljahrgang drei (Abbildung 15). Des Weiteren haben die Lichtproben signifikant höhere π_{TLP} -Werte als die Schattenproben (Abbildung 12).

Im Vergleich der **Beprobungszeitpunkte** ist der π_{TLP} in Solling, Großer Eisenberg, Conventwald im Frühsommer signifikant niedriger als Spätsommer, dieser Effekt lässt sich nicht bei den Standorten Cunnersdorf und Holzland erkennen. In Conventwald und Cunnersdorf ist der π_{TLP} im Spätsommer signifikant höher als im Winter. An den Standorten Solling, Großer Eisenberg und Holzland zeigt sich dieser Effekt nicht. In Solling ist der π_{TLP} im Frühsommer signifikant niedriger als im Winter, allerdings ist in Cunnersdorf der Effekt umgekehrt und der Wert ist im Frühsommer höher als der Winter. Bei den anderen drei Standorten unterscheiden sich Frühsommer und Winter nicht (Abbildung 17 A).

Signifikante Unterschiede zwischen den **Standorten** sind in Abbildung 17 in B und C abzulesen. Die Gruppen sind nach Beprobungszeitpunkt (B) und nach Beprobungsjahren (C) aufgetrennt. Dies liegt daran, dass die Interaktionseffekte Beprobungszeitpunkt und Standort, sowie Beprobungsjahr und Standort signifikant sind. Im Beprobungsjahr 2021 hat der Standort Solling signifikant höhere π_{TLP} -Werte als die anderen Standorte, dieser Effekt lässt sich 2022 und 2023 nicht mehr beobachten. 2022 hat Holzland geringere π_{TLP} -Werte als Großer Eisenberg, Conventwald und Cunnersdorf. Im Vergleich zu Solling sind die Werte nicht signifikant unterschiedlich. 2023 gibt es keine signifikanten Unterschiede in den π_{TLP} -Werten zwischen den Standorten. Im Frühsommer unterscheiden sich die Standorte nicht signifikant. Im Spätsommer hat Holzland geringere π_{TLP} -Werte als die anderen Standorte. Und im Winter haben Holzland und Cunnersdorf niedrigere π_{TLP} -Werte als Solling und Großer Eisenberg, allerdings unterscheiden sich die Werte nicht vom Standort Conventwald.

Im **Beprobungsjahr** 2021 hat Großer Eisenberg, Conventwald und Cunnersdorf geringere π_{TLP} -Werte als 2022 und 2023. In Solling gab es 2021 höhere π_{TLP} -Werte als 2022 und es gab keine Unterschiede zwischen 2021 und 2022. In Holzland unterscheiden sich die π_{TLP} -Werte nicht (Abbildung 17 D).

Abbildung 17: π_{TLP} Fichte: Vergleich der Beprobungszeitpunkte Standorte und Beprobungsjahre



Diese Abbildung zeigt π_{TLP} -Werte [MPa] von Fichten. Unterschiede zwischen den Beprobungszeitpunkten mit Einteilung der Gruppen nach Standorten (A). Unterschiede zwischen den Standorten mit Einteilung der Gruppen nach Beprobungszeitpunkten (B) und mit Einteilung der Gruppen nach Beprobungsjahren (C). Unterschiede zwischen den Beprobungsjahren mit Einteilung der Gruppen nach Standorten (D). Signifikante Unterschiede innerhalb einer Gruppe (jeweils zwischen zwei gestrichelten Linien) werden mit unterschiedlichen Buchstaben angegeben.

Quelle: Eigene Darstellung, Universität Bonn

3.1.2.5 Zusammenfassung π_{TLP}

Im Jahresverlauf zeigt sich bei Buchen an den meisten Beprobungen eine Abnahme der π_{TLP} -Werte. Dies zeigt sich ebenfalls bei den Eichen im Beprobungsjahr 2022. Bei den Nadelbäumen zeichnet sich ein anderer Trend ab. Hier gibt es von Frühsommer über Sommer und Spätsommer eher eine Zunahme des π_{TLP} -Wertes und dann einen Abfall des Wertes im Winter.

Bei den Buchen lässt sich bei vier von sechzehn Beprobungen ein höherer π_{TLP} -Wert in 2023 als in 2022 feststellen. Bei den anderen Beprobungen unterschieden sich die Beprobungsjahre nicht. Bei den Eichen lässt sich dieser Effekt bei drei von neun Beprobungen feststellen, allerdings war bei einer Beprobung im Frühsommer auch der gegenteilige Effekt sichtbar und 2022 höher als 2023. Bei den Kiefernproben sind die π_{TLP} -Werte in 4 von 18 Beprobungen höher in 2023 als in 2022. Bei den Fichten zeigt sich der Effekt allerdings nur bei einem von 5 Standorten. Es zeigt sich also bei mehreren Beprobungen, dass 2023 höhere π_{TLP} -Werte hat als 2022, der gegenteilige Effekt ist nur bei einer Beprobung bei den Eichen zu erkennen. Oft unterscheiden sich die Beprobungsjahre allerdings auch nicht.

Die π_{TLP} -Mittelwerte von Eiche ($-3,21 \pm 0,03$ MPa) sind am niedrigsten gefolgt von Buche ($-2,92 \pm 0,02$ MPa) und Fichte ($-2,91 \pm 0,02$ MPa) und den höchsten π_{TLP} -Wert hat Kiefer ($-2,42 \pm 0,01$ MPa). Diese Werte stimmen mit Literaturwerten überein. Kunert (2020) fand ebenfalls für Kiefer höhere π_{TLP} -Werte als für Fichte. Eiche und Buche haben in seiner Studie leicht geringere π_{TLP} -Werte (Kunert, 2020: Buche: $-2,62 \pm 0,02$ MPa; Eiche: $-2,68 \pm 0,17$ MPa), was vermutlich durch andere Umweltbedingungen zu erklären ist.

3.1.3 Kontaktwinkel

Die Ergebnisse der Varianzanalysen werden im Folgenden Kontaktwinkel dargestellt (siehe 2.1.1). Die Baumarten wurden jeweils einzeln betrachtet. Die abhängigen Variablen Blattseite, Licht/Schatten, Beprobungszeitpunkt, Standort, und Beprobungsjahr wurden bei den Laubbäumen untersucht und bei den Nadelbäumen zusätzlich die Nadeljahrgänge. Bei den Beprobungszeitpunkten, Standorten und Beprobungsjahren ergaben sich bei Buche und Kiefer Interaktionseffekte, weshalb diese gemeinsam abgebildet wurden (Abbildung 19; Abbildung 22). Bei Buche gab es außerdem einen Interaktionseffekt zwischen Blattseite und Beprobungsjahr, sowie einen Haupteffekt für Licht/Schatten (Abbildung 18). Bei Kiefer ergab sich ein Interaktionseffekt für Licht/Schatten und Beprobungszeitpunkt und für Nadeljahrgang sowie Beprobungsjahr (Abbildung 21). Bei Eiche gibt es einen Interaktionseffekt für Jahr und Standort sowie einen Haupteffekt für die Blattseite (Abbildung 20). Bei Fichte gibt es vier Interaktionseffekte (Beprobungszeitpunkt und Nadeljahrgang, Standort und Beprobungszeitpunkt, Beprobungsjahr und Beprobungszeitpunkt, Beprobungsjahr und Standort; Abbildung 23, Abbildung 24). Signifikante Unterschiede wurden jeweils mit Buchstaben markiert, wobei unterschiedliche Buchstaben einen signifikanten Unterschied zwischen zwei verglichenen Boxplots anzeigen.

3.1.3.1 Kontaktwinkel Buche

Die Auswertung der Kontaktwinkel zeigt einen Interaktionseffekt zwischen Beprobungszeitpunkt, Standort und Beprobungsjahr sowie Blattseite und Beprobungsjahr. Außerdem liegt ein Haupteffekt bei Licht/Schatten vor.

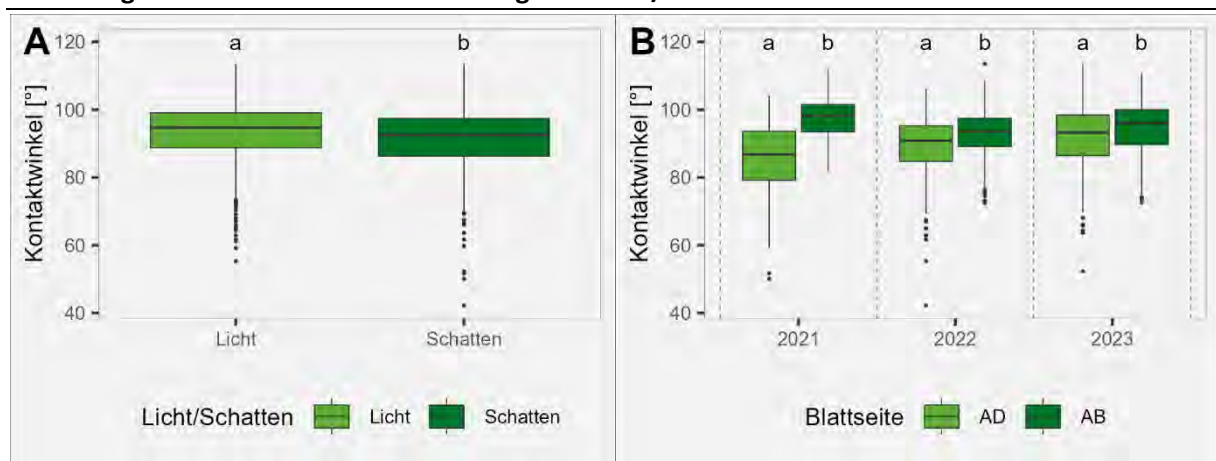
Die Kontaktwinkel bei Buchen sind auf der Blattunterseite (AB) höher als auf der Blattoberseite (AD). Dies zeigt sich in allen drei Beprobungsjahren (Abbildung 18 B). Des Weiteren haben die Lichtäste in allen Beprobungsjahren höhere Kontaktwinkel als die Schattenäste (Abbildung 18 A).

Die **Beprobungszeitpunkte** zeigen für die Kontaktwinkel bei Buche an einigen Standorten in den Beprobungsjahren 2022 und 2023 ein Absinken im Jahresverlauf. Bei den Standorten Kranzberg, und Solling (2022) sowie Kranzberg Solling und Britz (2023) ist der Kontaktwinkel im Sommer signifikant niedriger als im Frühsommer. Außerdem ist der Messwert bei Solling (2022) sowie bei Kranzberg, Bornhöved und Beerenbusch (2023) im Spätsommer niedriger als im Sommer (Abbildung 19 A).

Der **Standort** Solling hat im Spätsommer 2022 deutlich niedrigere Kontaktwinkel als alle anderen Standorte (Abbildung 19 B).

Zwischen den **Beprobungsjahren** sind bei einigen Beprobungen höhere Kontaktwinkel in 2023 als in 2022 zu beobachten. Dies ist in Kranzberg im Frühsommer, in Solling im Sommer und im Conventwald und Solling im Spätsommer der Fall. Allerdings ist der Kontaktwinkel in Bornhöved im Spätsommer 2022 signifikant höher als 2023 (Abbildung 19 C).

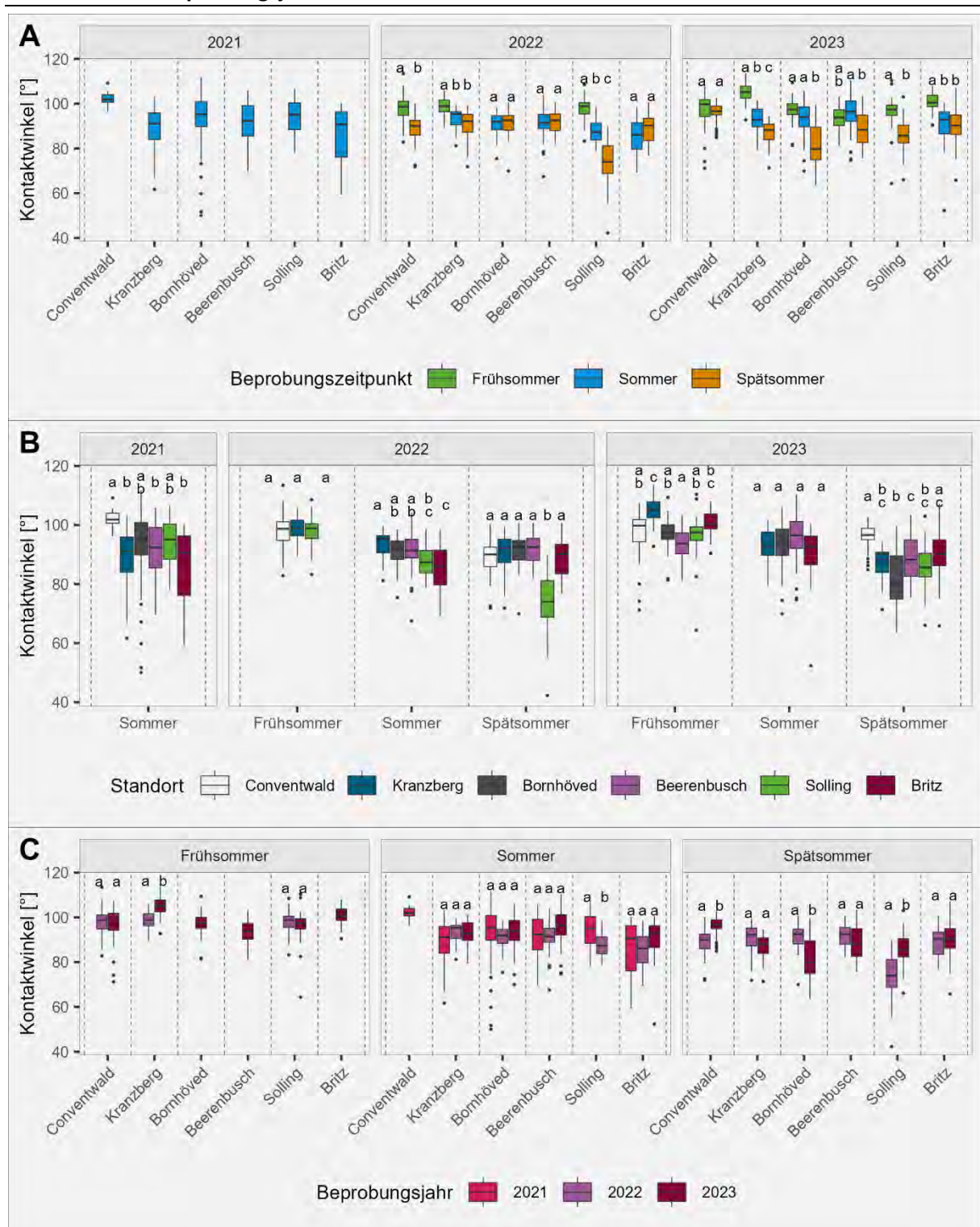
Abbildung 18: Kontaktwinkel Buche: Vergleich Licht/Schatten und Blattseiten



Diese Abbildung zeigt Kontaktwinkel [°] von Buche. Es sind Unterschiede zwischen Licht und Schattenproben dargestellt (A), sowie signifikante Unterschiede zwischen den Blattseiten (AD: Blattoberseite; AB: Blattunterseite) in den Beprobungsjahren (B). Signifikante Unterschiede innerhalb einer Gruppe (jeweils zwischen zwei gestrichelten Linien) werden mit unterschiedlichen Buchstaben angegeben.

Quelle: Eigene Darstellung, Universität Bonn

Abbildung 19: Kontaktwinkel Buche: Vergleich der Beprobungszeitpunkte, Standort und Beprobungsjahre



Diese Abbildung zeigt Kontaktwinkel [°] von Buchen. Es sind Unterschiede zwischen den Beprobungszeitpunkten (A), den Standorten (B) und den Beprobungsjahren (C) dargestellt. Signifikante Unterschiede innerhalb einer Gruppe (jeweils zwischen zwei gestrichelten Linien) werden mit unterschiedlichen Buchstaben angegeben.

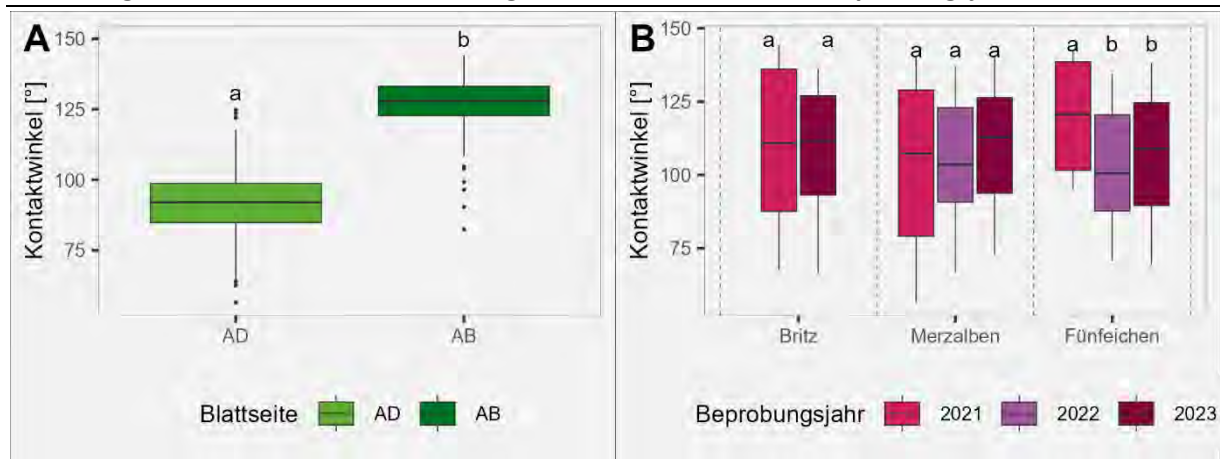
Quelle: Eigene Darstellung, Universität Bonn

3.1.3.2 Kontaktwinkel Eiche

Bei den Eichen waren die Kontaktwinkel auf der unteren Blattseite (AB) sehr stark hydrophob. Dieser signifikante Unterschied zu der oberen Blattseite (AD) ist in Abbildung 20 A zu erkennen.

Weiterhin gab es eine Interaktion von Beprobungsjahr und Standort. Das Jahr 2021 hat an dem Standort Fünfeichen signifikant höhere Kontaktwinkel als die Jahre 2022 und 2023 am selben Standort (Abbildung 20 B). Im Vergleich der Standorte in den verschiedenen Beprobungsjahren ist dann allerdings kein signifikanter Unterschied der Kontaktwinkel zu erkennen. Des Weiteren gab es keine signifikanten Effekte für die Faktoren Beprobungszeitpunkt und Licht/Schatten.

Abbildung 20: Kontaktwinkel Eiche: Vergleich der Blattseiten und Beprobungsjahre



Diese Abbildung zeigt Kontaktwinkel [°] von Eiche. Es sind Unterschiede zwischen den Blattseiten AD (Oberseite) und AB (Unterseite; A), sowie Unterschiede zwischen den Beprobungsjahren mit Interaktionseffekt der Standorte dargestellt (B). Signifikante Unterschiede innerhalb einer Gruppe (jeweils zwischen zwei gestrichelten Linien) werden mit unterschiedlichen Buchstaben angegeben.

Quelle: Eigene Darstellung, Universität Bonn

3.1.3.3 Kontaktwinkel Kiefer

Die Kontaktwinkel von Kiefer haben einen Interaktionseffekt für Licht/Schatten und Beprobungszeitpunkt, für Nadeljahrgang und Beprobungsjahr und außerdem für Beprobungszeitpunkt, Standort und Beprobungsjahr.

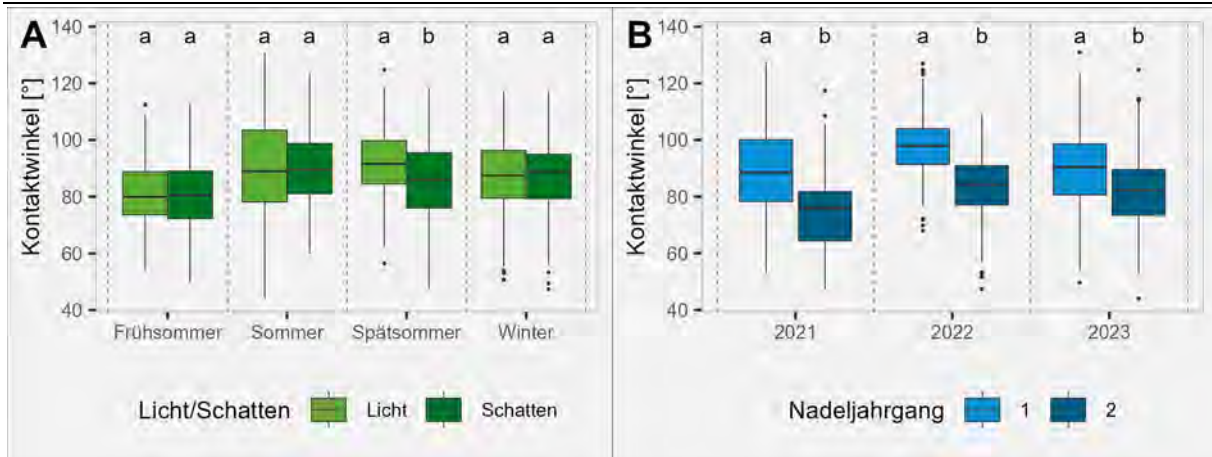
Die Blattseiten von Kiefern unterscheiden sich nicht im Kontaktwinkel. Es gibt einen Interaktionseffekt zwischen Licht/Schatten und Beprobungszeitpunkt. Hier haben die Lichtproben im Spätsommer einen signifikant höheren Kontaktwinkel als die Schattenproben im Spätsommer (Abbildung 21 A). Bei den anderen Beprobungszeitpunkten unterscheiden sich die Licht- und die Schattenproben nicht im Kontaktwinkel (Abbildung 21 B).

In 2022 gibt es keinen Unterschied bei den Kontaktwinkeln zwischen den **Beprobungszeitpunkten**. Der Kontaktwinkel im Sommer ist in Beerenbusch in 2023 höher als im Frühsommer. Im Sommer und im Spätsommer unterscheiden sich die Winkel bei keiner der Gruppen. Im Winter hat Augustendorf 2023 einen signifikant höheren Kontaktwinkel als Spätsommer. Außerdem ist der Winkel im Winter in Holzland, Johanniskreuz und Augustendorf höher als im Frühsommer. An einigen Standorten in 2023 lässt sich also ein Anstieg des Kontaktwinkels im Jahresverlauf ablesen. Alle anderen Gruppen zeigen keine signifikanten Unterschiede (Abbildung 22 A).

Die **Standorte** zeigen keinen durchgängigen Trend für die Kontaktwinkel. In 2023 gehört Augustendorf im Frühsommer und Spätsommer eher zu den Standorten mit einem geringen Kontaktwinkel (Abbildung 22 B).

In Britz ist im Sommer und im Spätsommer der Kontaktwinkel in dem **Beprobungsjahr** 2023 niedriger als in 2022. Bei Augustendorf ist der Winkel im Winter 2023 signifikant höher als 2022. Bei den anderen Beprobungen gibt es keine Unterschiede zwischen diesen Beprobungsjahren (Abbildung 22 C).

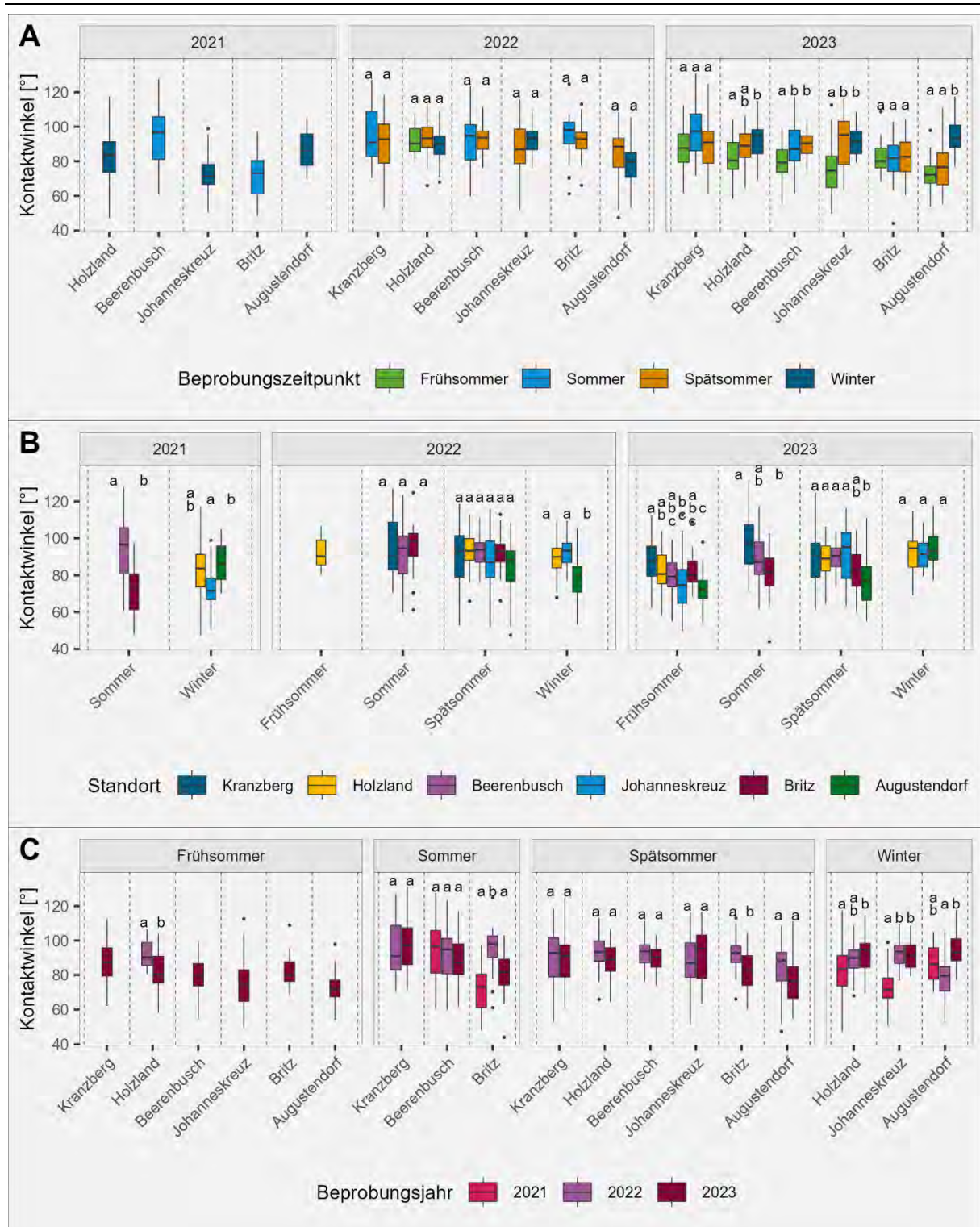
Abbildung 21: Kontaktwinkel Kiefer: Vergleich Licht/Schatten und Nadeljahrgang



Diese Abbildung zeigt Kontaktwinkel [°] von Kiefer. Es sind Unterschiede zwischen den Licht- und Schattenproben eingeteilt Beprobungszeitpunkte sowie die Unterschiede der Nadeljahrgänge zu den verschiedenen Beprobungsjahren dargestellt (B). Signifikante Unterschiede innerhalb einer Gruppe (jeweils zwischen zwei gestrichelten Linien) werden mit unterschiedlichen Buchstaben angegeben.

Quelle: Eigene Darstellung, Universität Bonn

Abbildung 22: Kontaktwinkel Kiefer: Vergleich der Beprobungszeitpunkte, Standorte und Beprobungsjahre



Diese Abbildung zeigt Kontaktwinkel [°] von Kiefer. Es sind Unterschiede zwischen den Beprobungszeitpunkten (A), den Standorten (B) und den Beprobungsjahren (C) dargestellt. Signifikante Unterschiede innerhalb einer Gruppe (jeweils zwischen zwei gestrichelten Linien) werden mit unterschiedlichen Buchstaben angegeben.

Quelle: Eigene Darstellung, Universität Bonn

3.1.3.4 Kontaktwinkel Fichte

Die Untersuchung der Kontaktwinkel bei den Fichten ergab keinen signifikanten Effekt für den Licht-/Schattenvergleich. Es ergaben sich Interaktionseffekte zwischen Beprobungszeitpunkt und Nadeljahrgang, Standort und Beprobungszeitpunkt, Beprobungsjahr und Beprobungszeitpunkt und zwischen Beprobungsjahr und Standort.

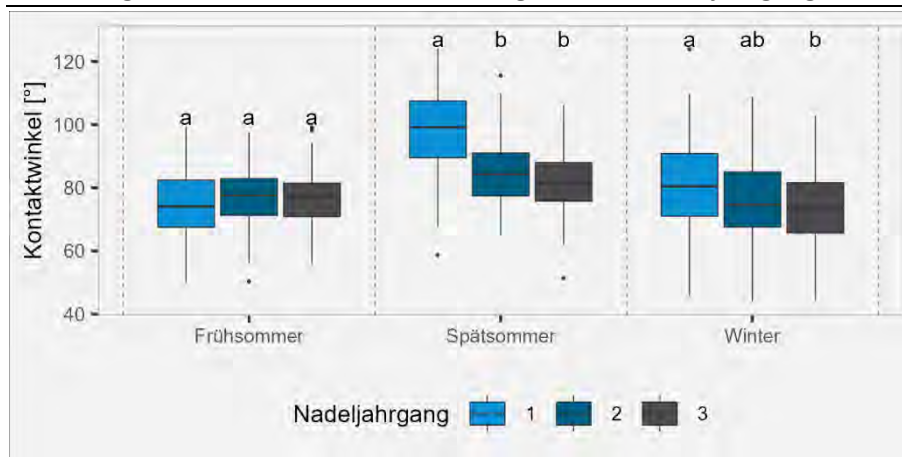
Nadeljahrgang 1 hat im Spätsommer und Winter signifikant höhere Kontaktwinkel als Nadeljahrgang 2 und 3 (Abbildung 23).

Beprobungszeitpunkt: Die Kontaktwinkel im Spätsommer sind in Cunnersdorf, Holzland und Großer Eisenberg signifikant höher als im Frühsommer und Winter. In Conventwald und Solling ist der Winkel im Spätsommer höher als im Winter. Der Frühsommer unterscheidet sich hier nicht (Abbildung 24 A).

Der **Standort** Cunnersdorf hat im Spätsommer und im Winter einen signifikant höheren Kontaktwinkel als Solling (Abbildung 24 C). Dieser Unterschied ist auch in den Beprobungsjahren 2021 und 2022 signifikant (Abbildung 24 D).

Der Kontaktwinkel des **Beprobungsjahres** 2021 ist bei allen Standorten signifikant geringer als 2022. Am Großen Eisenberg gibt es 2022 signifikant höhere Kontaktwinkel als 2023. An allen anderen Standorten unterscheiden sich 2022 und 2023 nicht (Abbildung 24 B).

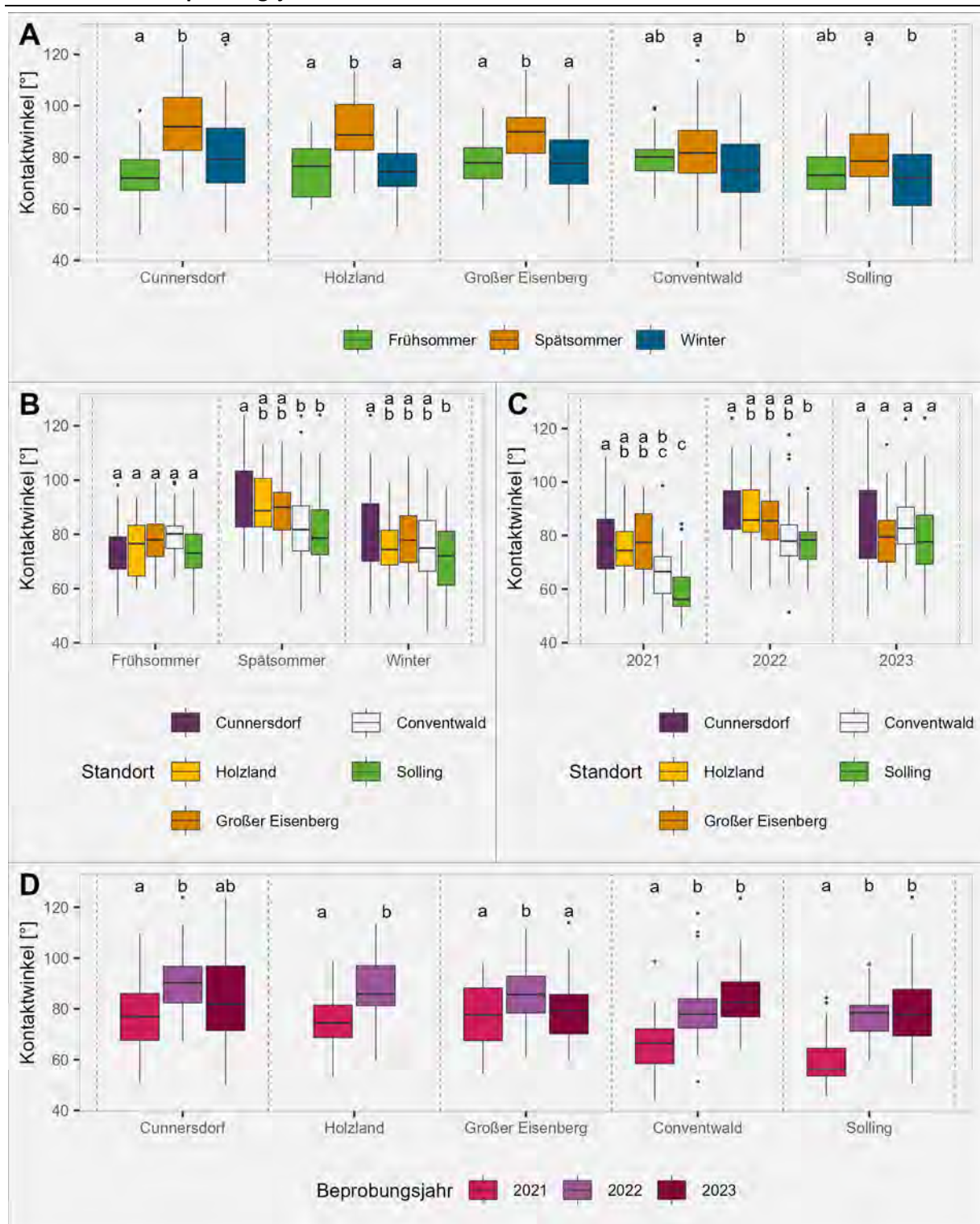
Abbildung 23: Kontaktwinkel Fichte: Vergleich der Nadeljahrgänge und Beprobungszeitpunkte



Diese Abbildung zeigt Kontaktwinkel [°] von Fichte. Es sind Unterschiede der Nadeljahrgänge zu den Beprobungszeitpunkten dargestellt. Signifikante Unterschiede innerhalb einer Gruppe (jeweils zwischen zwei gestrichelten Linien) werden mit unterschiedlichen Buchstaben angegeben.

Quelle: Eigene Darstellung, Universität Bonn

Abbildung 24: Kontaktwinkel Fichte: Vergleich der Beprobungszeitpunkte, Standorte und Beprobungsjahre



Diese Abbildung zeigt Kontaktwinkel [°] von Fichte. Unterschiede zwischen den Beprobungszeitpunkten mit Einteilung der Gruppen nach Standorten (A). Unterschiede zwischen den Standorten mit Einteilung der Gruppen nach Beprobungszeitpunkten (B) und mit Einteilung der Gruppen nach Beprobungsjahren (C). Unterschiede zwischen den Beprobungsjahren mit Einteilung der Gruppen nach Standorten (D). Signifikante Unterschiede innerhalb einer Gruppe (jeweils zwischen zwei gestrichelten Linien) werden mit unterschiedlichen Buchstaben angegeben.

Quelle: Eigene Darstellung, Universität Bonn

3.1.3.5 Zusammenfassung Kontaktwinkel

Bei den Laubbäumen zeigen sich Unterschiede in den Kontaktwinkeln zwischen den Blattseiten, wobei die Blattunterseiten jeweils einen signifikant höheren Kontaktwinkel haben, als die Blattoberseiten. Die Blattseiten von Kiefer unterscheiden sich nicht in ihren Kontaktwinkeln. Bei den Fichten wurden die Blattseiten aufgrund des Aufbaus der Nadel nicht unterschieden.

Die Kontaktwinkel der Lichtäste sind bei Buche signifikant höher als die der Schattenäste. Dies zeigt sich außerdem bei Kiefer im Spätsommer. Hier ergab sich eine Interaktion zwischen Licht/Schatten und Beprobungszeitpunkten. Die weiteren Beprobungszeitpunkte sind nicht signifikant. Bei Eichen und Fichten gab es keinen Effekt für Licht/Schattenvergleich.

Bei den Nadelbäumen haben die ersten Nadeljahrgänge signifikant höhere Kontaktwinkel als die zweiten beziehungsweise bei Fichte auch die dritten Nadeljahrgänge. Bei den Fichten zeigt sich dieser Unterschied nur im Spätsommer und im Winter. Im Frühsommer gibt es keinen Unterschied zwischen den Nadeljahrgängen.

Die Beprobungszeitpunkte zeigen über die Baumarten hinweg kein einheitliches Bild. Bei Buche sinken die Kontaktwinkel teilweise im Jahresverlauf ab. Bei Kiefer steigen die Kontaktwinkel teilweise eher im Jahresverlauf an. Dies ist allerdings nur 2023 zu beobachten, 2022 gibt es keine signifikanten Unterschiede. Bei Fichte gibt es bei 3 von 5 Standorten einen Anstieg des Kontaktwinkels von Frühsommer zu Spätsommer und dann wieder einen Abfall von Spätsommer zu Winter. Bei Eiche gibt es keine Unterschiede.

Die Abweichungen der Kontaktwinkel zwischen den Beprobungsjahren sind ebenfalls für die Baumarten unterschiedlich. Bei den Buchen sind sie je nach Standort 2022 oder 2023 größer. Bei den Eichen gibt es nur einen Unterschied in Fünfeichen. Hier sind in 2021 die Kontaktwinkel höher als in 2022 und 2023. Bei den Kiefern waren die meisten Kontaktwinkel im Vergleich zwischen den Jahren nicht signifikant unterschiedlich. Bei den Fichten ist bei allen Standorten der Kontaktwinkel in 2021 niedriger als in 2022. Im Vergleich von 2022 und 2023 unterscheiden sich die Beprobungen an drei Standorten nicht. Nur am Großen Eisenberg gab es 2022 signifikant höhere Kontaktwinkel als 2023.

Insgesamt haben die Eichen ($108,69 \pm 0,93^\circ$) die höchsten Kontaktwinkel und sind damit am hydrophobsten von den untersuchten Baumarten. Buche ($92,09 \pm 0,25^\circ$), Kiefer ($86,91 \pm 0,37^\circ$) und Fichte ($80,15 \pm 0,52^\circ$) haben geringere Kontaktwinkel. Die Wertebereiche stimmen mit Literaturwerten überein (Anfodillo et al., 2002; Papierowska et al., 2018)

3.1.4 Ergebnisse Isotopen

Die Ergebnisse der Varianzanalysen werden im Folgenden für $\delta^{13}\text{C}$ und $\delta^{15}\text{N}$ dargestellt (siehe 2.1.1). Die Baumarten wurden jeweils einzeln betrachtet. Die abhängigen Variablen Blattseite, Licht/Schatten, Beprobungszeitpunkt, Standort, und Beprobungsjahr wurden bei den Laubbäumen untersucht und bei den Nadelbäumen zusätzlich die Nadeljahrgänge. Signifikante Unterschiede wurden jeweils mit Buchstaben markiert, wobei unterschiedliche Buchstaben einen signifikanten Unterschied zwischen zwei verglichenen Boxplots anzeigen.

3.1.4.1 Ergebnisse $\delta^{13}\text{C}$

3.1.4.1.1 $\delta^{13}\text{C}$ Buche

Bei der Auswertung der $\delta^{13}\text{C}$ -Werte der Buchenproben wurden die unabhängigen Faktoren Beprobungszeitpunkt, Standort, Beprobungsjahr und Licht/Schatten untersucht. Dies ergibt einen Interaktionseffekt zwischen Beprobungsjahr und Standort, Beprobungsjahr und Beprobungszeitpunkt und Beprobungsjahr und Licht/Schatten.

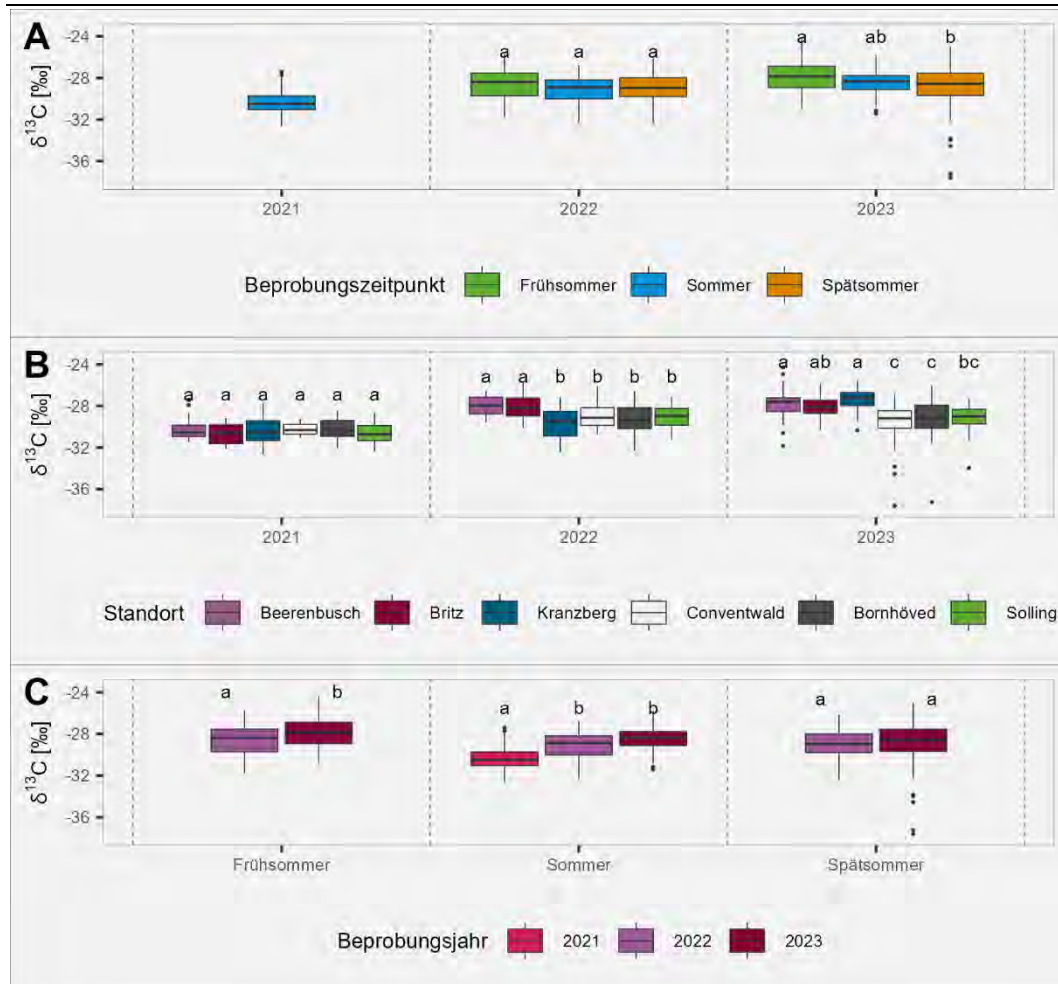
Die Lichtproben haben in allen drei Beprobungsjahren ein höheres $\delta^{13}\text{C}$ -Verhältnis als die Schattenproben (Abbildung 26 A).

In 2023 sank der $\delta^{13}\text{C}$ -Wert im Jahresverlauf eher ab. Der Wert im Spätsommer ist signifikant niedriger als im Frühsommer. In 2022 gibt es keinen signifikanten Unterschied zwischen den **Beprobungszeitpunkten** (Abbildung 25 A).

Die **Standorte** Beerenbusch und Britz in 2022 und Beerenbusch und Kranzberg in 2023 haben höhere $\delta^{13}\text{C}$ -Werte als die anderen Standorte (Abbildung 25 B).

Des Weiteren ist $\delta^{13}\text{C}$ im Frühsommer 2022 niedriger als 2023. Im Sommer ist $\delta^{13}\text{C}$ in 2021 niedriger als in den beiden anderen **Beprobungsjahren**. Im Spätsommer gibt es keine Unterschiede zwischen den Beprobungsjahren für $\delta^{13}\text{C}$ (Abbildung 25 C).

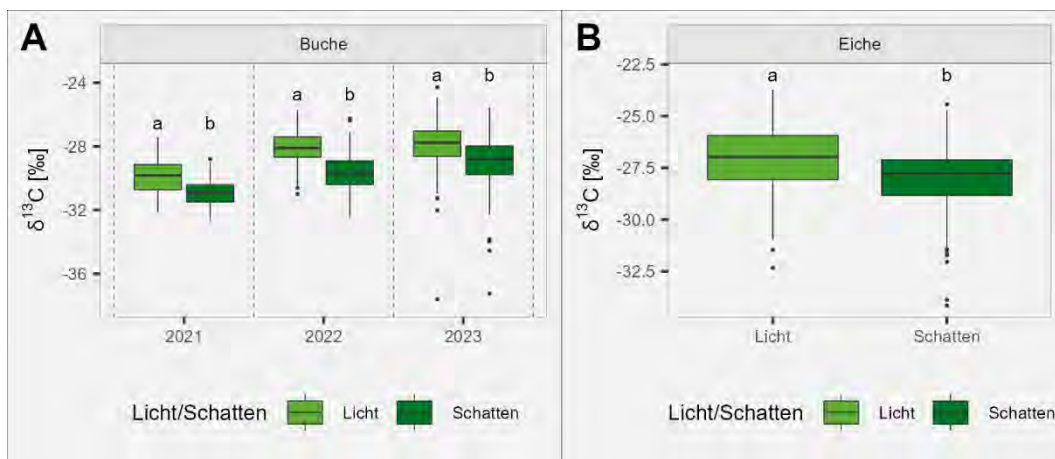
Abbildung 25: $\delta^{13}\text{C}$ Buche: Vergleich Beprobungszeitpunkte, Standorte und Beprobungsjahre



Diese Abbildung zeigt $\delta^{13}\text{C}$ -Werte von Buche. Es sind Unterschiede zwischen den Beprobungszeitpunkten mit Einteilung der Gruppen nach Beprobungsjahren (A), Unterschiede zwischen den Standorten mit Einteilung der Gruppen nach Beprobungsjahren (B) und Unterschiede zwischen den Beprobungsjahren mit Einteilung der Gruppen nach Beprobungszeitpunkten dargestellt (C). Signifikante Unterschiede innerhalb einer Gruppe (jeweils zwischen zwei gestrichelten Linien) werden mit unterschiedlichen Buchstaben angegeben.

Quelle: Eigene Darstellung, Universität Bonn

Abbildung 26: $\delta^{13}\text{C}$ Buche und Eiche: Vergleich Licht/Schatten



Diese Abbildung zeigt $\delta^{13}\text{C}$ -Werte für Buche (A) und Eiche (B) zwischen Licht und Schatten. Signifikante Unterschiede innerhalb einer Gruppe (jeweils zwischen zwei gestrichelten Linien) werden mit unterschiedlichen Buchstaben angegeben. Quelle: Eigene Darstellung, Universität Bonn

3.1.4.1.2 $\delta^{13}\text{C}$ Eiche

Für $\delta^{13}\text{C}$ -Werte bei den Eichen ergibt sich ein Interaktionseffekt zwischen Standort und Beprobungszeitpunkt, sowie Haupteffekte für Licht/Schatten und Beprobungsjahre.

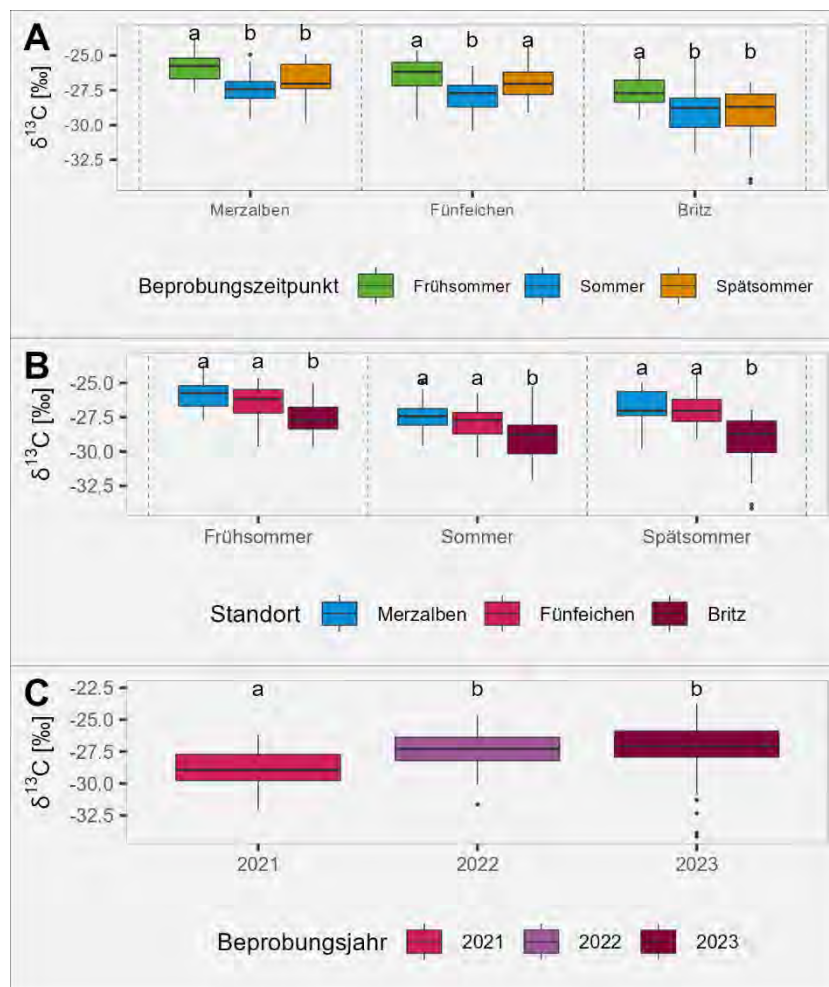
Die $\delta^{13}\text{C}$ -Werte für Eiche sind bei den Lichtproben höher als bei den Schattenproben (Abbildung 26 B).

Der Standort Britz hat bei allen **Beprobungszeitpunkten** geringere $\delta^{13}\text{C}$ -Werte als Merzalben und Fünfeichen. Bei Merzalben und Fünfeichen unterscheiden sich die $\delta^{13}\text{C}$ -Werte nicht (Abbildung 27 A).

$\delta^{13}\text{C}$ ist an allen **Standorten** (Merzalben, Fünfeichen, Britz) im Frühsommer höher als im Sommer. In Fünfeichen ist $\delta^{13}\text{C}$ im Spätsommer signifikant höher als Sommer. In Merzalben und Britz unterscheiden sich die $\delta^{13}\text{C}$ -Werte von Sommer und Spätsommer nicht (Abbildung 27 B).

Das **Beprobungsjahr** 2021 hat signifikant geringere $\delta^{13}\text{C}$ -Werte als 2022 und 2023. 2022 und 2023 unterscheiden sich in ihren $\delta^{13}\text{C}$ -Werten nicht (Abbildung 27 C).

Abbildung 27: $\delta^{13}\text{C}$ Eiche: Vergleich Beprobungszeitpunkte, Standorte und Beprobungsjahre



Diese Abbildung zeigt $\delta^{13}\text{C}$ -Werte von Eiche. Es sind Unterschiede zwischen den Beprobungszeitpunkten mit Einteilung der Gruppen nach Standorten (A), den Standorten mit Einteilung der Gruppen nach Beprobungszeitpunkten (B) und den Beprobungsjahren (C) dargestellt. Signifikante Unterschiede innerhalb einer Gruppe (jeweils zwischen zwei gestrichelten Linien) werden mit unterschiedlichen Buchstaben angegeben.

Quelle: Eigene Darstellung, Universität Bonn

3.1.4.1.3 $\delta^{13}\text{C}$ Kiefer

Bei der Untersuchung der $\delta^{13}\text{C}$ -Werte von Kiefer gibt es einen Interaktionseffekt zwischen Beprobungszeitpunkt, Standort und Beprobungsjahr. Des Weiteren zeigt sich ein Interaktionseffekt für die Nadeljahrgänge und Beprobungsjahre, sowie ein Haupteffekt für Licht/Schatten.

Die $\delta^{13}\text{C}$ -Werte der Lichtproben sind höher als die der Schattenproben (Abbildung 28 A).

Außerdem sind die $\delta^{13}\text{C}$ -Werte 2022 höher bei Nadeljahrgang 1 als bei Nadeljahrgang 2. In den anderen Beprobungsjahren unterscheiden sich die $\delta^{13}\text{C}$ -Werte der Nadeljahrgänge nicht signifikant (Abbildung 28 B).

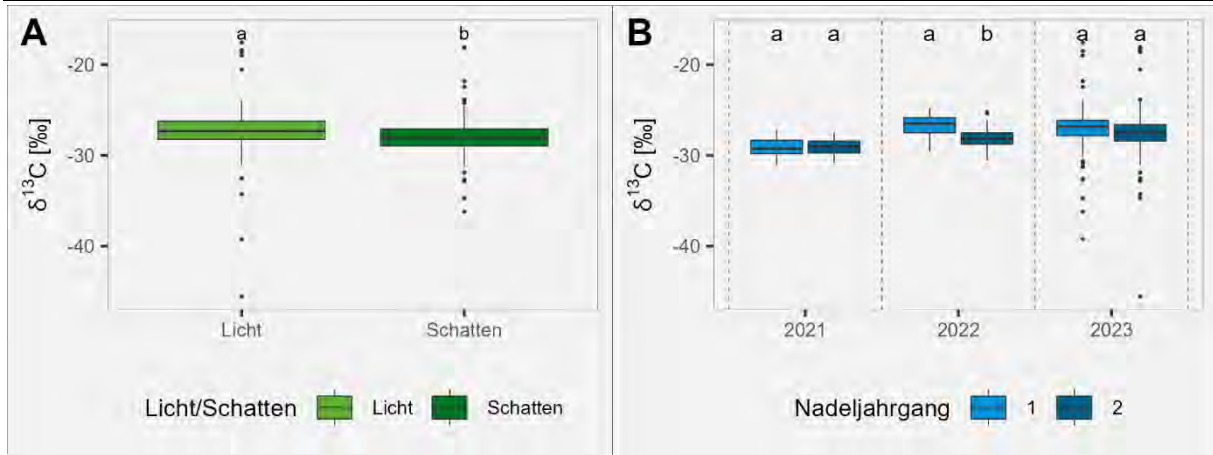
Bei der Untersuchung der Beprobungszeitpunkte ergeben sich keine signifikanten Unterschiede in 2022. Nur in Holzland in 2023 ist der $\delta^{13}\text{C}$ -Wert signifikant im Spätsommer höher als im Frühsommer (Abbildung 29 A).

Bei dem Vergleich der Standorte gibt es ebenfalls keine signifikanten Unterschiede in 2021 und 2022. Bei der Beprobung im Spätsommer sind die $\delta^{13}\text{C}$ -Werte in Holzland signifikant höher als

in Beerenbusch, Britz und Augustendorf. Des Weiteren sind die $\delta^{13}\text{C}$ -Werte in der Beprobung im Winter in Holzland und Johanniskreuz signifikant höher als in Augustendorf (Abbildung 29 B).

Der Vergleich der Beprobungsjahre für $\delta^{13}\text{C}$ ergibt für die meisten Beprobungen keine Unterschiede zwischen 2022 und 2023. Bei 5 von 18 Beprobungen war der $\delta^{13}\text{C}$ -Wert in 2023 signifikant höher als in 2022 (Frühsommer: Kranzberg; Sommer: Kranzberg; Spätsommer: Holzland und Beerenbusch; Winter: Holzland; Abbildung 29 C).

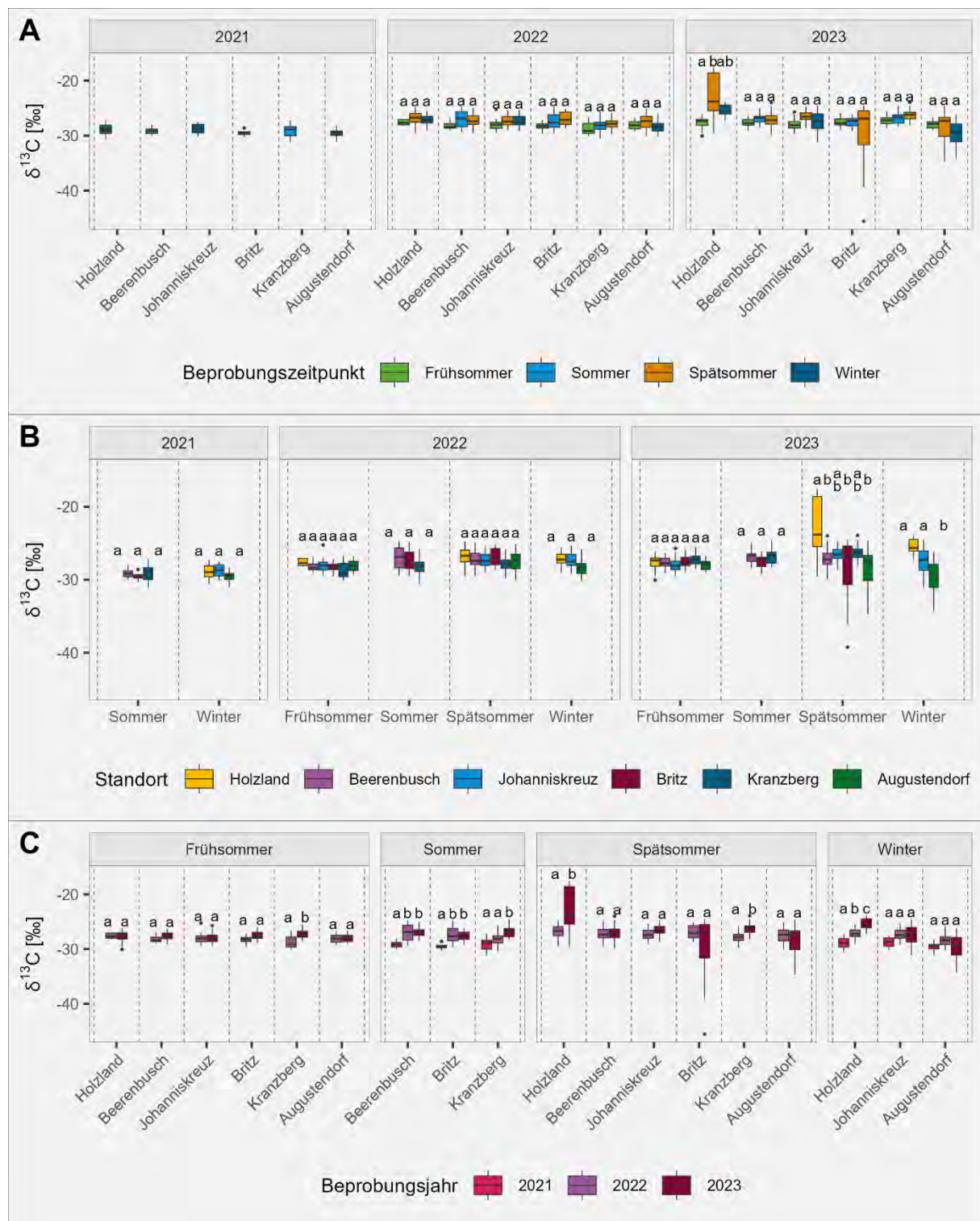
Abbildung 28: $\delta^{13}\text{C}$ Kiefer: Vergleich Licht/Schatten und Nadeljahrgänge



Diese Abbildung zeigt $\delta^{13}\text{C}$ -Werte von Kiefer. Es sind Unterschiede zwischen Licht- und Schatten (A), sowie zwischen den Nadeljahrgängen dargestellt (B). Signifikante Unterschiede innerhalb einer Gruppe (jeweils zwischen zwei gestrichelten Linien) werden mit unterschiedlichen Buchstaben angegeben.

Quelle: Eigene Darstellung, Universität Bonn

Abbildung 29: $\delta^{13}\text{C}$ Kiefer: Vergleich der Beprobungszeitpunkte, Standorte und Beprobungsjahre



Diese Abbildung zeigt $\delta^{13}\text{C}$ -Werte von Kiefer. Es sind Unterschiede zwischen den Beprobungszeitpunkten (A), den Standorten (B) und den Beprobungsjahren (C) dargestellt. Signifikante Unterschiede innerhalb einer Gruppe (jeweils zwischen zwei gestrichelten Linien) werden mit unterschiedlichen Buchstaben angegeben.

Quelle: Eigene Darstellung, Universität Bonn

3.1.4.1.4 $\delta^{13}\text{C}$ Fichte

Bei der Auswertung der $\delta^{13}\text{C}$ -Werte von Fichte ergeben sich signifikante Interaktionseffekte für Standort und Beprobungsjahr, Beprobungszeitpunkt und Beprobungsjahr, sowie Standort und Beprobungszeitpunkt. Außerdem ist der Haupteffekt Licht/Schatten signifikant (Abbildung 30 A). Die Nadeljahrgänge unterscheiden sich nicht signifikant (Abbildung 30 B).

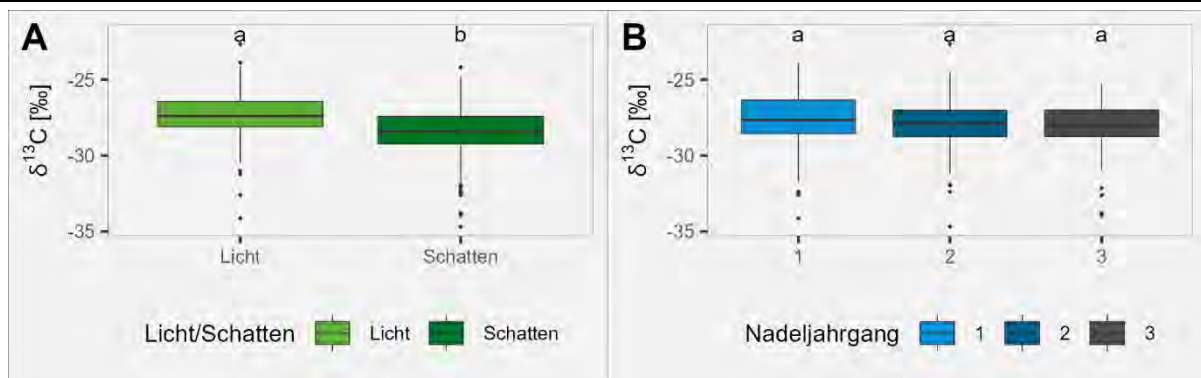
Die $\delta^{13}\text{C}$ -Werte von Licht sind höher als die von Schatten (Abbildung 30 A).

Die **Beprobungszeitpunkte** sind unterschiedlich in den $\delta^{13}\text{C}$ -Werten in 2022. Hier sind die $\delta^{13}\text{C}$ -Werte im Spätsommer signifikant höher als die im Winter (Abbildung 31 B). Dieser Unterschied zwischen Spätsommer und Winter ist bei den Standorten Holzland, Großer Eisenberg und Conventwald signifikant (Abbildung 31 A).

Die **Standorte** unterscheiden sich im Beprobungsjahr 2022. Die $\delta^{13}\text{C}$ -Werte von Holzland sind signifikant höher als die von Conventwald, Cunnersdorf und Solling (Abbildung 31 D).

Die **Beprobungsjahre** 2022 und 2023 unterscheiden sich an dem Standort Solling signifikant ($2023 > 2022$, Abbildung 31 F). 2021 hat im Winter signifikant geringere $\delta^{13}\text{C}$ -Werte als 2022 und 2023 (Abbildung 31 E).

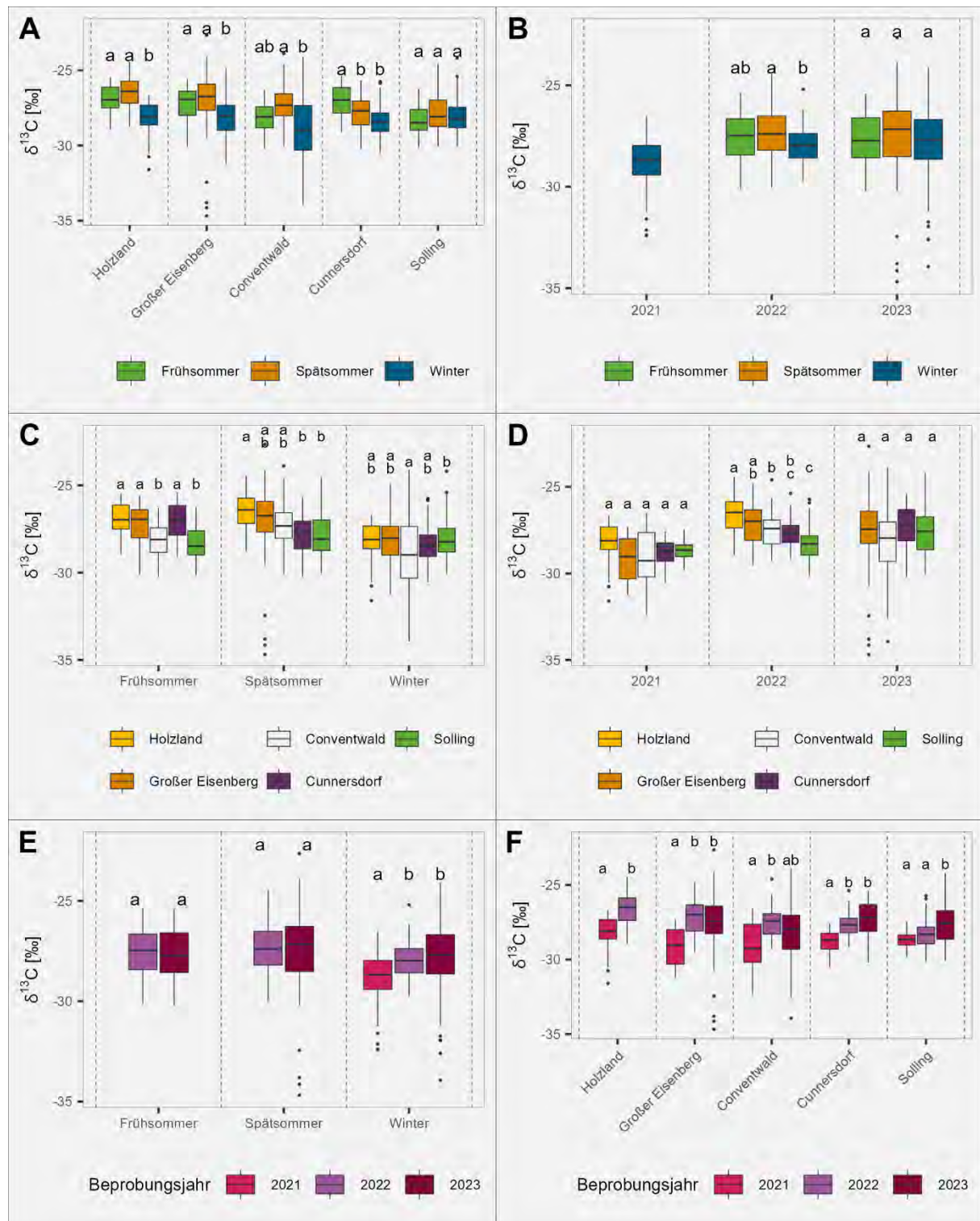
Abbildung 30: $\delta^{13}\text{C}$ Fichte: Vergleich Licht/Schatten und Nadeljahrgänge



Diese Abbildung zeigt $\delta^{13}\text{C}$ -Werte von Fichte. Es sind Unterschiede zwischen Licht- und Schatten (A), sowie zwischen den Nadeljahrgängen dargestellt (B). Signifikante Unterschiede innerhalb einer Gruppe (jeweils zwischen zwei gestrichelten Linien) werden mit unterschiedlichen Buchstaben angegeben.

Quelle: Eigene Darstellung, Universität Bonn

Abbildung 31: $\delta^{13}\text{C}$ Fichte: Vergleich der Beprobungszeitpunkte, Standorte und Beprobungsjahre



Diese Abbildung zeigt $\delta^{13}\text{C}$ -Werte von Fichte. Es sind die Beprobungszeitpunkte mit Einteilung der Gruppen nach Standorten (A) und nach Beprobungsjahren (B) dargestellt. Außerdem sind die Standorte mit Einteilung der Gruppen nach Beprobungszeitpunkten (C) und nach Beprobungsjahren (D) dargestellt. Und es sind die Beprobungsjahre mit Einteilung der Gruppen nach Beprobungszeitpunkten (E) und den Standorten (F) dargestellt. Signifikante Unterschiede innerhalb einer Gruppe (jeweils zwischen zwei gestrichelten Linien) werden mit unterschiedlichen Buchstaben angegeben.

Quelle: Eigene Darstellung, Universität Bonn

3.1.4.1.5 Zusammenfassung $\delta^{13}\text{C}$

Die Lichtproben haben bei allen Baumarten signifikant höhere $\delta^{13}\text{C}$ -Werte als die Schattenproben. Des Weiteren gibt es bei den Kiefern in 2022 eine Abnahme des $\delta^{13}\text{C}$ -Werts mit dem Nadelalter. Die Beprobungszeitpunkte zeigen keinen eindeutigen Trend bei allen Baumarten. 2021 hat tendenziell niedrigere $\delta^{13}\text{C}$ -Werte als 2022 und 2023 bei allen Baumarten. Bei Kiefer ist dieser Effekt nur bei Beerenbusch, Britz und Holzland signifikant. Bei Kranzberg ist 2021 niedriger als 2023 aber unterscheidet sich nicht signifikant von 2022.

Die Buchen ($-28,96 \pm 0,05 \text{ ‰}$) haben die höchsten $\delta^{13}\text{C}$ -Werte. Insgesamt unterscheiden sich die Baumarten nicht besonders stark in den $\delta^{13}\text{C}$ -Mittelwerten (Buchen: $-28,96 \pm 0,05 \text{ ‰}$; Eiche: $-27,54 \pm 0,08 \text{ ‰}$; Kiefer: $-27,84 \pm 0,05 \text{ ‰}$; Fichte: $-27,64 \pm 0,07 \text{ ‰}$). Die Größenordnung der Messwerte sind mit Literaturwerten vergleichbar (Gebauer und Schulze, 1991; Loader und Rundgren, 2006).

3.1.4.2 Ergebnisse $\delta^{15}\text{N}$

3.1.4.2.1 $\delta^{15}\text{N}$ Buche

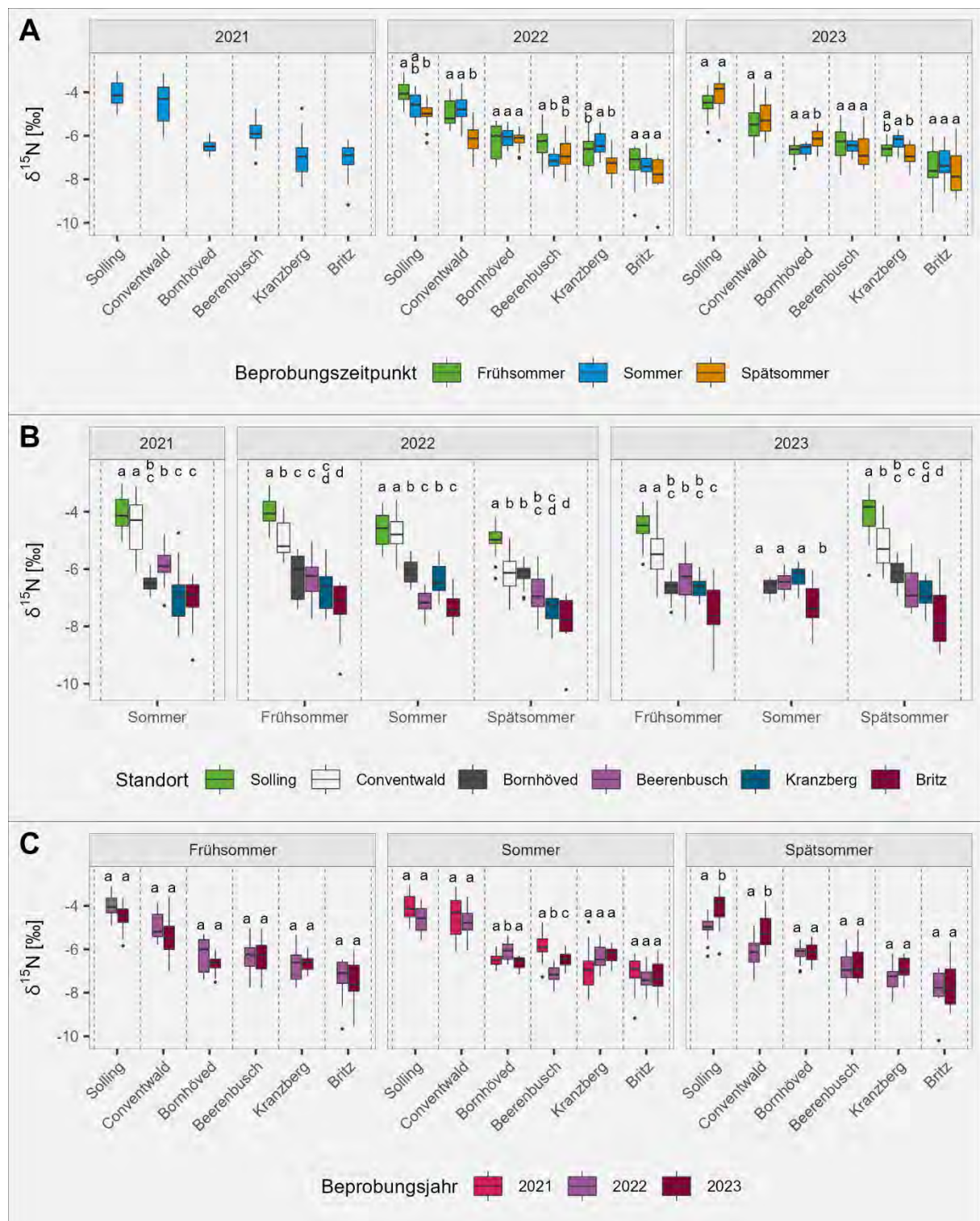
Bei der Untersuchung von $\delta^{15}\text{N}$ zeigt sich eine signifikante Interaktion zwischen den Gruppen Beprobungszeitpunkt, Standort und Beprobungsjahr. Die Variable Licht/Schatten zeigt keine Signifikanz.

Zwischen den **Beprobungszeitpunkten** gibt es an einem Standort in 2022 einen signifikanten Unterschied zwischen Frühsommer und Sommer für $\delta^{15}\text{N}$. Frühsommer ist in Beerenbusch signifikant höher als Sommer. Im Conventwald und in Kranzberg 2022 sowie in Kranzberg 2023 ist der $\delta^{15}\text{N}$ -Wert im Spätsommer signifikant niedriger als Sommer. Allerdings ist der Wert in Bornhöved 2023 im Spätsommer signifikant höher als im Sommer. Die meisten Beprobungen unterscheiden sich im $\delta^{15}\text{N}$ -Wert nicht signifikant in ihren Beprobungszeitpunkten (Abbildung 32 A).

Die **Standorte** unterscheiden sich stark in ihren $\delta^{15}\text{N}$ -Werten. Die höchsten Werte hat Solling gefolgt von Conventwald. Die niedrigsten Werte hat Britz (Abbildung 32 B).

Im Vergleich der **Beprobungsjahre** gibt es im Frühsommer keine Unterschiede im $\delta^{15}\text{N}$ -Wert zwischen 2022 und 2023. 2023 ist im Sommer in Beerenbusch und im Spätsommer in Solling und Conventwald höher als 2022. Allerdings ist $\delta^{15}\text{N}$ im Sommer in Bornhöved 2023 signifikant niedriger als 2022. 2021 ist $\delta^{15}\text{N}$ im Sommer in Beerenbusch signifikant höher als 2022 und in Bornhöved ist $\delta^{15}\text{N}$ 2021 signifikant niedriger als 2022 (Abbildung 32 C).

Abbildung 32: $\delta^{15}\text{N}$ Buche: Unterschiede Beprobungszeitpunkte, Standorte und Beprobungsjahre



Diese Abbildung zeigt $\delta^{15}\text{N}$ -Werte von Buche. Es sind Unterschiede zwischen den Beprobungszeitpunkten (A), den Standorten (B) und den Beprobungsjahren (C) dargestellt. Signifikante Unterschiede innerhalb einer Gruppe (jeweils zwischen zwei gestrichelten Linien) werden mit unterschiedlichen Buchstaben angegeben.

Quelle: Eigene Darstellung, Universität Bonn

3.1.4.2.2 $\delta^{15}\text{N}$ Eiche

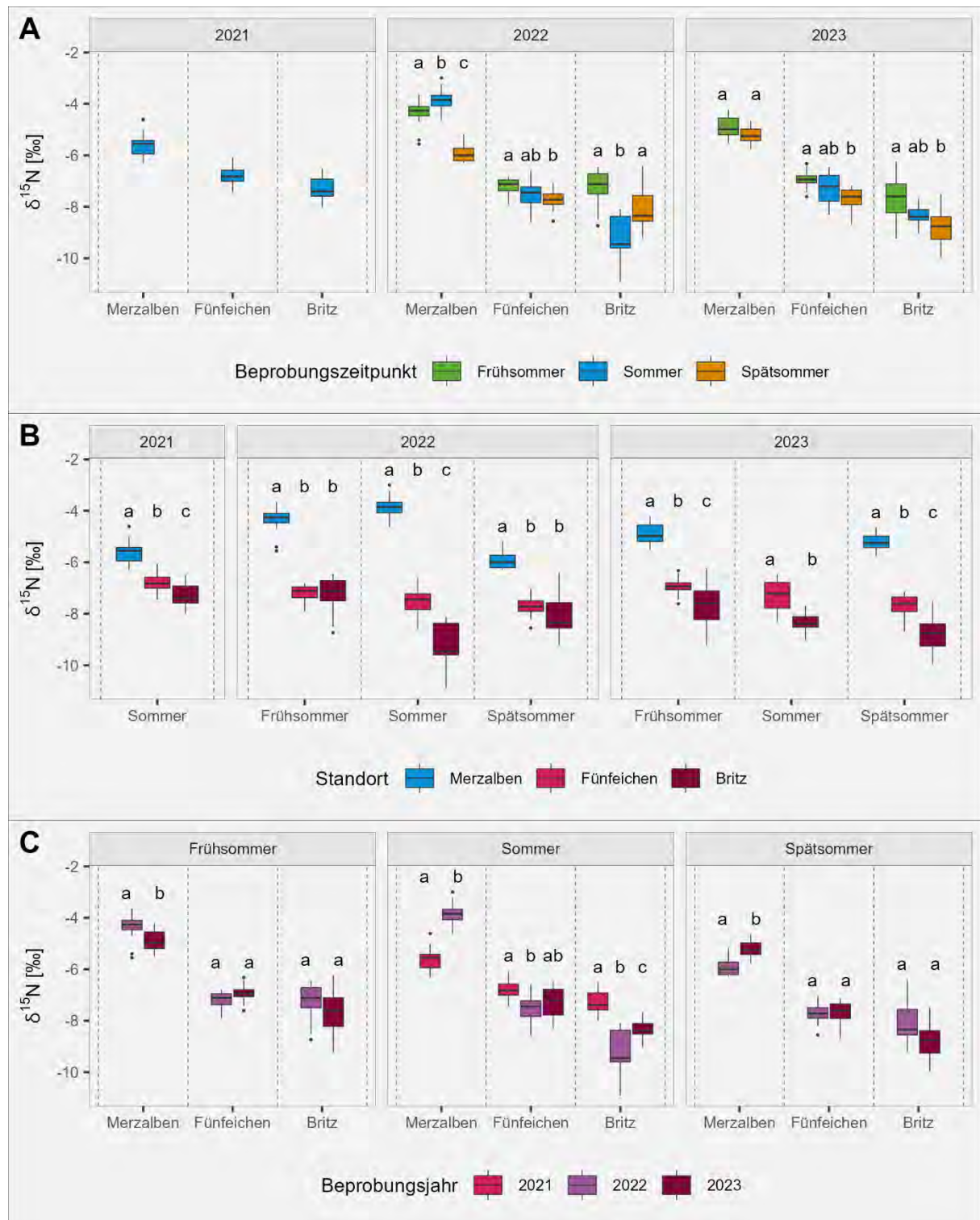
Die Eichenproben haben bei $\delta^{15}\text{N}$ einen Interaktionseffekt zwischen Beprobungszeitpunkt, Standort und Beprobungsjahr. Licht/Schatten war nicht signifikant.

Beprobungszeitpunkte: Die Standorte Merzalben und Fünfeichen in 2022, sowie Fünfeichen und Britz in 2023 haben im Frühsommer signifikant höhere $\delta^{15}\text{N}$ -Werte als im Spätsommer (Abbildung 33 A).

Bei allen Beprobungen war der $\delta^{15}\text{N}$ -Wert vom **Standort** Merzalben höher als der von Fünfeichen und Britz. Fünfeichen hat einen höheren $\delta^{15}\text{N}$ -Wert als Britz im Sommer 2021, 2022 und 2023 sowie im Frühsommer und Spätsommer 2023 (Abbildung 33 B).

Bei einigen Beprobungen gibt es im **Beprobungsjahr** 2023 höhere $\delta^{15}\text{N}$ -Werte als 2022 (Sommer: Britz; Spätsommer: Merzalben). Im Frühsommer in Merzalben sind die Werte 2022 höher als 2023. In Merzalben (Sommer) sind die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte von 2021 signifikant niedriger als 2022 und in Fünfeichen und Britz ist 2021 höher als 2022 (Abbildung 33 C). Es zeigt sich also kein eindeutiges Bild bei den Unterschieden der $\delta^{15}\text{N}$ -Werte zwischen den Beprobungsjahren.

Abbildung 33: $\delta^{15}\text{N}$ Eiche: Vergleich der Beprobungszeitpunkte, Standorte und Beprobungsjahre



Diese Abbildung zeigt $\delta^{15}\text{N}$ -Werte von Eiche. Es sind Unterschiede zwischen den Beprobungszeitpunkten (A), den Standorten (B) und den Beprobungsjahren (C) dargestellt. Signifikante Unterschiede innerhalb einer Gruppe (jeweils zwischen zwei gestrichelten Linien) werden mit unterschiedlichen Buchstaben angegeben.

Quelle: Eigene Darstellung, Universität Bonn

3.1.4.2.3 $\delta^{15}\text{N}$ Kiefer

Bei der Untersuchung der $\delta^{15}\text{N}$ -Werte von Kiefer ist der Interaktionseffekt von Beprobungszeitpunkt, Standort und Beprobungsjahr signifikant. Außerdem gibt es einen Haupteffekt für Nadeljahrgang.

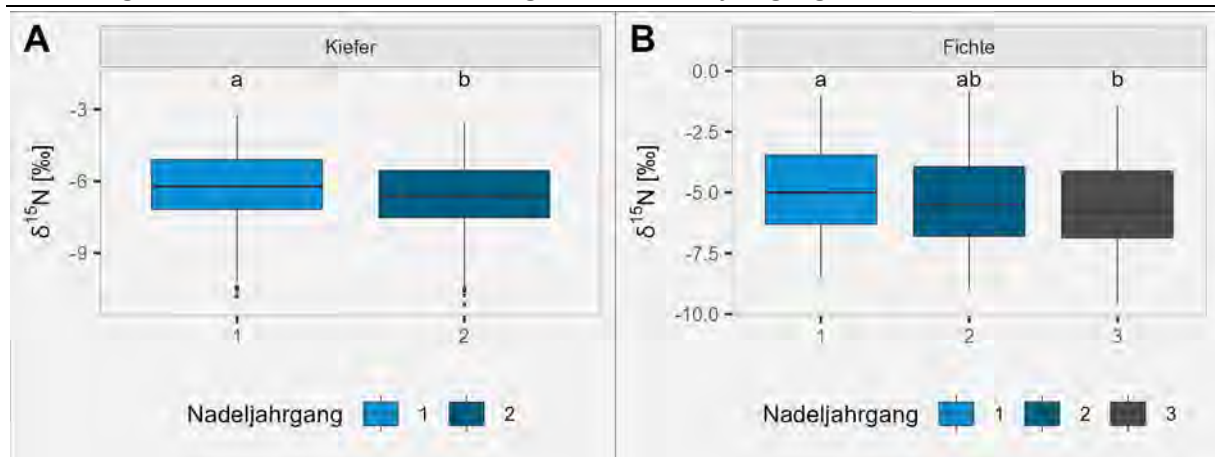
Der Nadeljahrgang eins hat signifikant geringere $\delta^{15}\text{N}$ -Werte als Nadeljahrgang zwei (Abbildung 34 A).

Des Weiteren unterscheiden sich die **Beprobungszeitpunkte** bei $\delta^{15}\text{N}$ in einigen Beprobungen. In Britz ist der $\delta^{15}\text{N}$ im Sommer signifikant höher als im Spätsommer. In 2023 sind die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte bei Kranzberg im Frühsommer niedriger als im Sommer und bei Beerenbusch ist der Frühsommer niedriger als der Spätsommer. Bei Holzland ist der Frühsommer niedriger als der Winter. Es zeigt sich kein eindeutiges Bild einer zu oder Abnahme der $\delta^{15}\text{N}$ -Werte bei Kiefer. Bei den meisten Beprobungen unterschieden sich die Beprobungszeitpunkte nicht (Abbildung 35 A).

Bei dem Vergleich der **Standorte** sind die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte von Holzland, Beerenbusch und Britz eher gering. Dagegen haben die Standorte Johanniskreuz, Augustendorf und Kranzberg oft eher höhere $\delta^{15}\text{N}$ -Werte (Abbildung 35 B).

Die **Beprobungsjahre** unterscheiden sich kaum. Nur bei Holzland im Spätsommer sind die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte in 2022 signifikant höher gewesen als von 2023. Bei den meisten Beprobungen gibt es keine Unterschiede für $\delta^{15}\text{N}$ in den Beprobungsjahren (Abbildung 35 C).

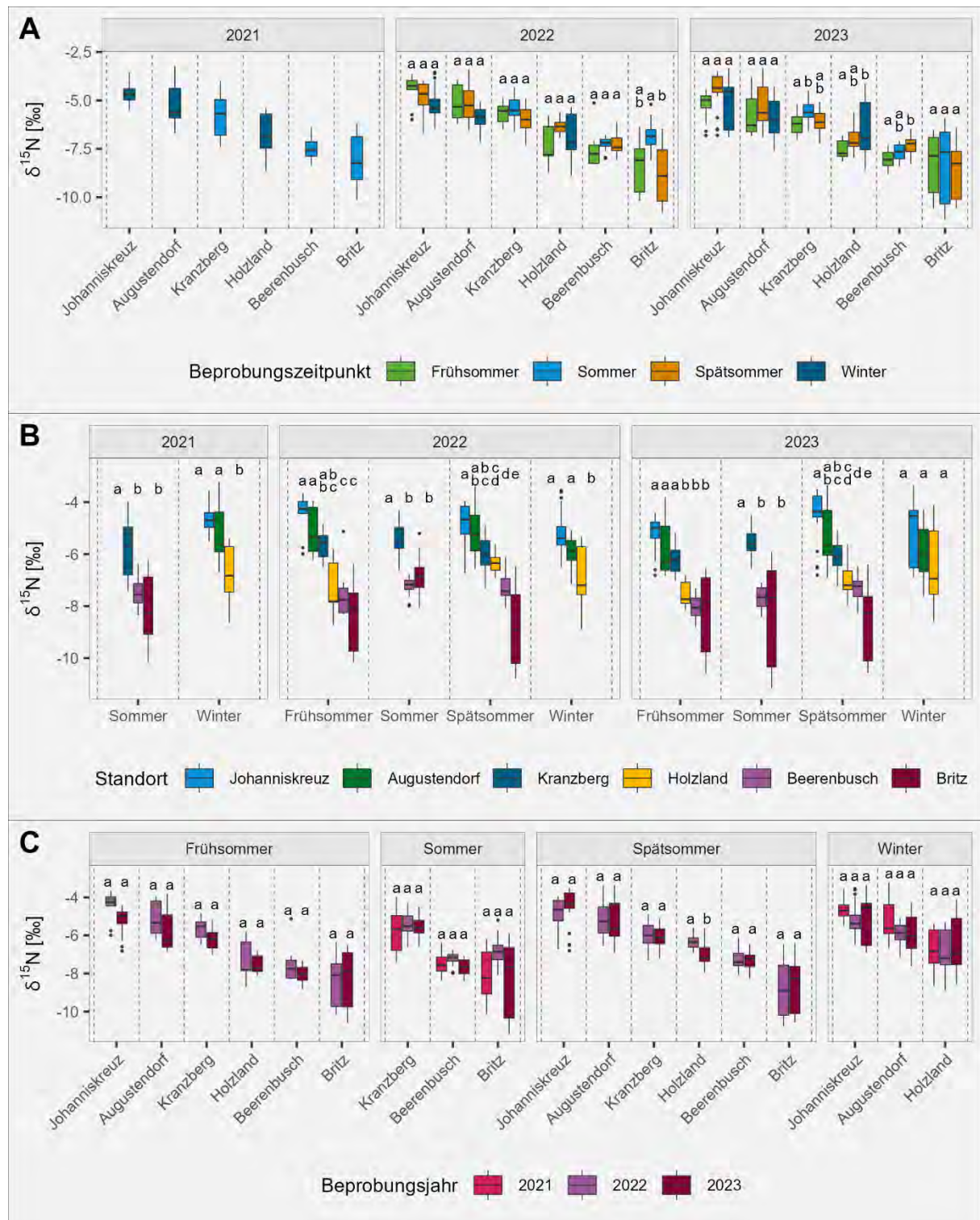
Abbildung 34: $\delta^{15}\text{N}$ Kiefer und Fichte: Vergleich der Nadeljahrgänge



Diese Abbildung zeigt $\delta^{15}\text{N}$ -Werte von Kiefer (A) und Fichte (B) mit signifikanten Unterschieden zwischen den Nadeljahrgängen. Signifikante Unterschiede innerhalb einer Baumart sind mit unterschiedlichen Buchstaben gekennzeichnet.

Quelle: Eigene Darstellung, Universität Bonn

Abbildung 35: $\delta^{15}\text{N}$ Kiefer: Vergleich der Beprobungszeitpunkt, Standorte und Beprobungsjahre



Diese Abbildung zeigt $\delta^{15}\text{N}$ -Werte von Kiefer. Es sind Unterschiede zwischen den Beprobungszeitpunkten (A), den Standorten (B) und den Beprobungsjahren (C) dargestellt. Signifikante Unterschiede innerhalb einer Gruppe (jeweils zwischen zwei gestrichelten Linien) werden mit unterschiedlichen Buchstaben angegeben.

Quelle: Eigene Darstellung, Universität Bonn

3.1.4.2.4 $\delta^{15}\text{N}$ Fichte

Bei der Auswertung der $\delta^{15}\text{N}$ -Werte von Fichte ergibt sich ein Interaktionseffekt von Beprobungszeitpunkt, Standorte und Beprobungsjahr. Des Weiteren gibt es eine Haupteffekt für Nadeljahrgang.

Die Nadeln des ersten Nadeljahrgangs von Fichte haben signifikant höhere $\delta^{15}\text{N}$ -Werte als der dritte Nadeljahrgang (Abbildung 34 B).

Bei den **Beprobungszeitpunkten** gibt es bei einer Beprobung einen abfallenden $\delta^{15}\text{N}$ -Wert im Jahresverlauf (2022 Solling) und bei einigen Beprobungen einen ansteigenden $\delta^{15}\text{N}$ -Werte im Jahresverlauf (2022 Holzland, 2023 Conventwald). Bei Cunnersdorf in 2023 ist $\delta^{15}\text{N}$ im Frühsommer signifikant höher als Spätsommer. Im Winter ist der Wert allerdings wieder höher als im Spätsommer. (Abbildung 36 A).

Die **Standorte** unterscheiden sich stark in den $\delta^{15}\text{N}$ -Werten. Großer Eisenberg hat an allen Beprobungen einen signifikant höheren $\delta^{15}\text{N}$ -Wert als alle anderen Standorte. Danach folgen Solling und Conventwald. Holzland und Cunnersdorf haben die geringsten $\delta^{15}\text{N}$ -Werte. (Abbildung 36 B).

Die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte in dem **Beprobungsjahr** 2022 sind bei zwei Beprobungen höher als 2023 (Frühsommer: Solling; Spätsommer: Cunnersdorf) und bei einer ist 2022 signifikant geringer als 2023 (Frühsommer: Cunnersdorf). 2021 hat im Winter höhere $\delta^{15}\text{N}$ -Werte als 2022 und 2023 (Großer Eisenberg, Solling, Conventwald, Cunnersdorf). In 2021 wurden die Fichten nur im Winter beprobt, weshalb zu den anderen Beprobungszeitpunkten keine Vergleiche möglich sind. (Abbildung 36 C).

3.1.4.2.5 Zusammenfassung $\delta^{15}\text{N}$

Es gab keine Unterschiede zwischen den Licht- und Schattenästen bei allen Baumarten. Bei den Nadeljahrgängen war sowohl bei Kiefer als auch bei Fichte der erste Nadeljahrgang höher als der Zweite beziehungsweise Dritte.

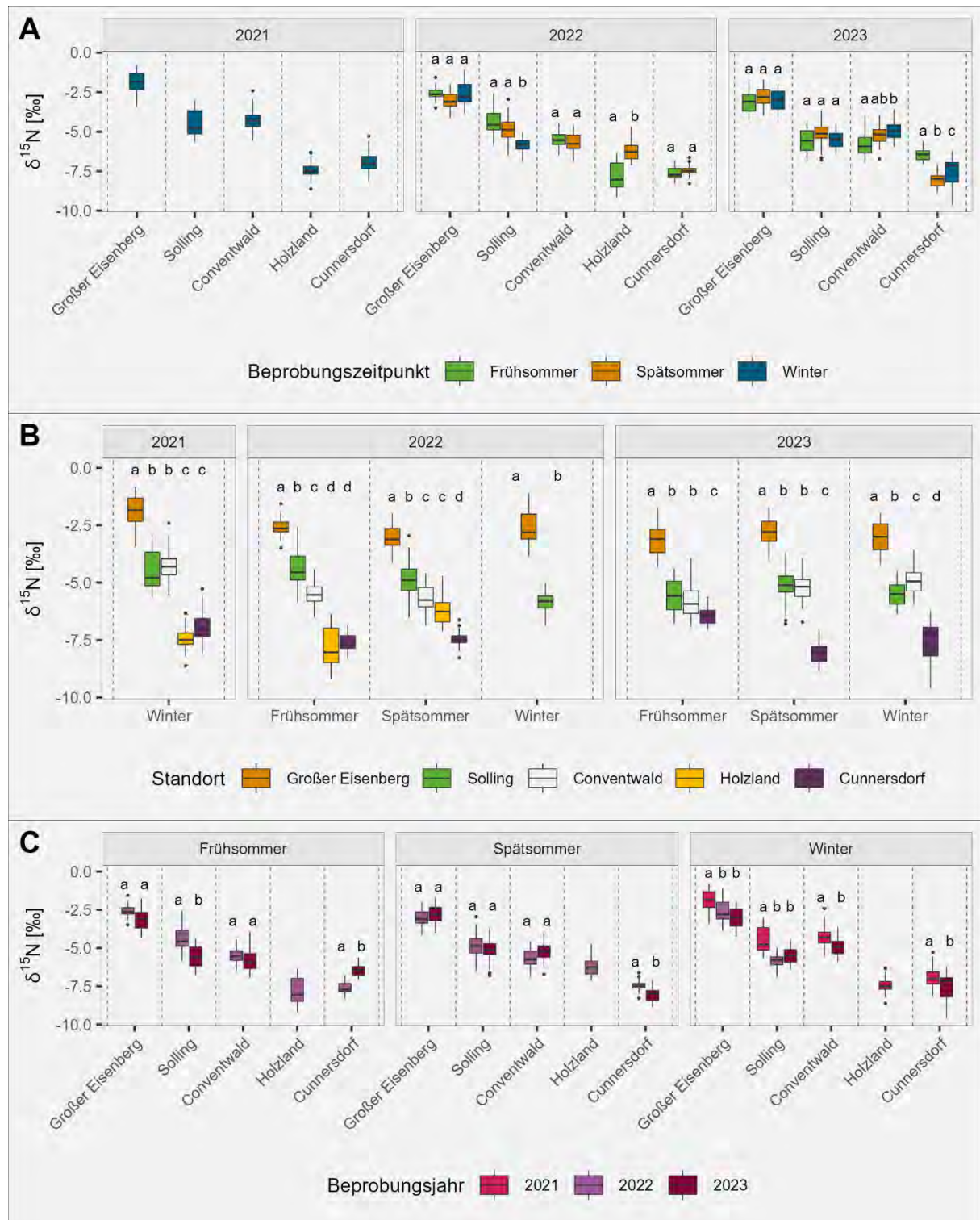
Teilweise gibt es Unterschiede zwischen den Beprobungszeitpunkten, diese sind allerdings sehr standort- und jahresabhängig. Es gibt Standorte bei denen die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte im Jahresverlauf ansteigen und es gibt welche in denen die Werte abfallen.

Die Standorte unterscheiden sich stark in ihren $\delta^{15}\text{N}$ -Werten. Die Unterschiede bleiben auch bei den verschiedenen Beprobungen konstant. In Britz ($-7,96 \pm 0,07 \text{ ‰}$) wurden Eichen, Buchen und Kiefern beprobt und bei allen Baumarten gibt es hier die geringsten $\delta^{15}\text{N}$ -Werte. Die höchsten $\delta^{15}\text{N}$ -Werte gibt es am Großen Eisenberg bei Fichten ($-2,73 \pm 0,05 \text{ ‰}$).

Zwischen den Beprobungsjahren gibt es keine eindeutigen Trends. Teilweise sind die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte von 2022 höher als 2023 und teilweise ist es andersherum. Dies scheint ebenfalls sehr standortabhängig zu sein. Bei einem Großteil der untersuchten Gruppen unterscheiden sich die Beprobungsjahre auch überhaupt nicht.

Die höchsten $\delta^{15}\text{N}$ -Mittelwerte hat Fichte ($-5,35 \pm 0,06 \text{ ‰}$) gefolgt von Kiefer ($-6,44 \pm 0,05 \text{ ‰}$), Buche ($-6,88 \pm 0,08 \text{ ‰}$) und Eiche ($-6,16 \pm 0,05 \text{ ‰}$). Diese Werte sind relativ niedrig im Vergleich zu Literaturwerten. Für Eichen fand Coccozza et al. (2020) beispielsweise $\delta^{15}\text{N}$ -Werte von -1 bis -2 ‰ . Allerdings werden in Jung et al. (1997) auch $-4,1$ bis $-8,8 \text{ ‰}$ für Kiefer gemessen, was in den gefundenen Wertebereich passen würde. Für Fichte gibt Sah (2005) $\delta^{15}\text{N}$ -Werte von $-2,5$ bis $-5,6 \text{ ‰}$ an. Insgesamt gibt es auch hier eine starke Abhängigkeit zum Versuchsstandort.

Abbildung 36: $\delta^{15}\text{N}$ Fichte: Vergleich der Beprobungszeitpunkt, Standorte und Beprobungsjahre



Diese Abbildung zeigt $\delta^{15}\text{N}$ -Werte von Fichte. Es sind Unterschiede zwischen den Beprobungszeitpunkten (A), den Standorten (B) und den Beprobungsjahren (C) dargestellt. Signifikante Unterschiede innerhalb einer Gruppe (jeweils zwischen zwei gestrichelten Linien) werden mit unterschiedlichen Buchstaben angegeben.

Quelle: Eigene Darstellung, Universität Bonn

3.1.5 Feinstaub auf den Blattoberflächen

Die Blätter und Nadelproben wurden abgewaschen, um die Menge der abgelagerten Partikel auf den Blattoberflächen beschreiben zu können. In Tabelle 2 sind die Mittelwerte der Massen der löslichen, abgewaschenen Ionen für die Baumarten dargestellt. Auf den Eichenblättern lagerten sich am meisten lösliche Ionen ab ($0,55 \mu\text{g cm}^{-2}$), gefolgt von den Buchenblättern ($0,33 \mu\text{g cm}^{-2}$). Die Nadelbaumarten zeigten eine geringere Partikelbelegung. Diese war bei Kiefer $0,29 \mu\text{g cm}^{-2}$ und bei Fichte $0,13 \mu\text{g cm}^{-2}$.

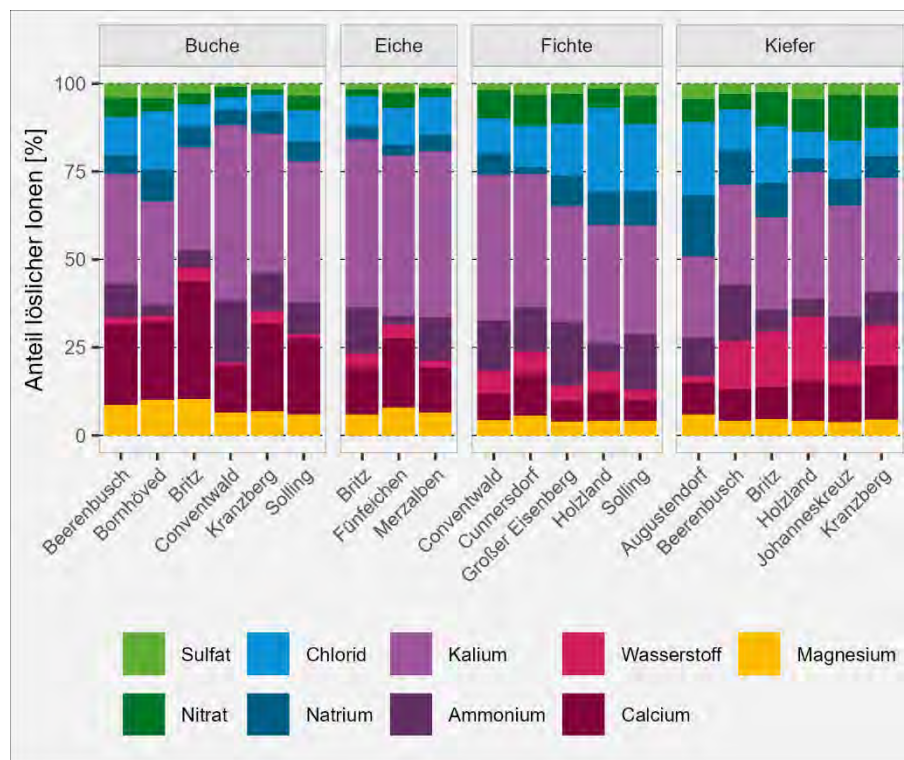
Tabelle 2: Masse löslicher Ionen auf den Blatt- und Nadeloberflächen

Summe der abgewaschenen Masse der löslichen Ionen (Sulfat, Nitrat, Chlorid, Natrium, Kalium, Ammonium, Calcium, Magnesium) pro Blattfläche. Angegeben sind Mittelwerte und Standardfehler in $\mu\text{g cm}^{-2}$ sowie die Probenanzahl (n) für die Beprobungszeitpunkt, die Nadeljahrgänge und die Gesamten Proben für die vier Baumarten.

		Buche [$\mu\text{g cm}^{-2}$]	Eiche [$\mu\text{g cm}^{-2}$]	Fichte [$\mu\text{g cm}^{-2}$]	Kiefer [$\mu\text{g cm}^{-2}$]
Beprobungs- zeitpunkte	Frühsommer	$0,47 \pm 0,03$ (n = 216)	$1,09 \pm 0,13$ (n = 108)	$0,14 \pm 0,01$ (n = 269)	$0,42 \pm 0,03$ (n = 238)
	Sommer	$0,23 \pm 0,02$ (n = 300)	$0,34 \pm 0,03$ (n = 155)		$0,30 \pm 0,06$ (n = 186)
	Spätsommer	$0,34 \pm 0,03$ (n = 216)	$0,30 \pm 0,02$ (n = 108)	$0,06 \pm 0,002$ (n = 270)	$0,16 \pm 0,01$ (n = 240)
	Winter			$0,20 \pm 0,03$ (n = 353)	$0,30 \pm 0,03$ (n = 170)
Nadeljahr- gänge	NJ 1			$0,14 \pm 0,01$ (n = 297)	$0,32 \pm 0,03$ (n = 416)
	NJ 2			$0,14 \pm 0,03$ (n = 298)	$0,25 \pm 0,01$ (n = 418)
	NJ 3			$0,11 \pm 0,01$ (n = 297)	
Gesamt		$0,33 \pm 0,01$ (n = 732)	$0,55 \pm 0,04$ (n = 371)	$0,13 \pm 0,01$ (n = 892)	$0,29 \pm 0,02$ (n = 834)

Die relative Ionenverteilung für die Baumarten an den verschiedenen Standorten ist in Abbildung 37 dargestellt. Bei den Laubbäumen tragen die säurepuffernden Kationen mit zwei Drittel einen Großteil zur Gesamtzahl der Ionen auf molarer Basis bei. Bei den Buchen setzt sich diese aus 8 % Magnesium, 23 % Calcium und 36 % Kalium zusammen, was insgesamt einen Anteil von 67 % ausmacht. Bei den Eichen machen die Kationen einen Anteil von 70 % aus (Magnesium 7 %, Calcium 16 %, Kalium 47 %), während es bei Fichte insgesamt 47 % (Magnesium 4 %, Calcium 8 %, Kalium 35 %) und bei Kiefer 46 % sind (Magnesium 5 %, Calcium 11 %, Kalium 30 %).

Abbildung 37: Anteil löslicher Ionen



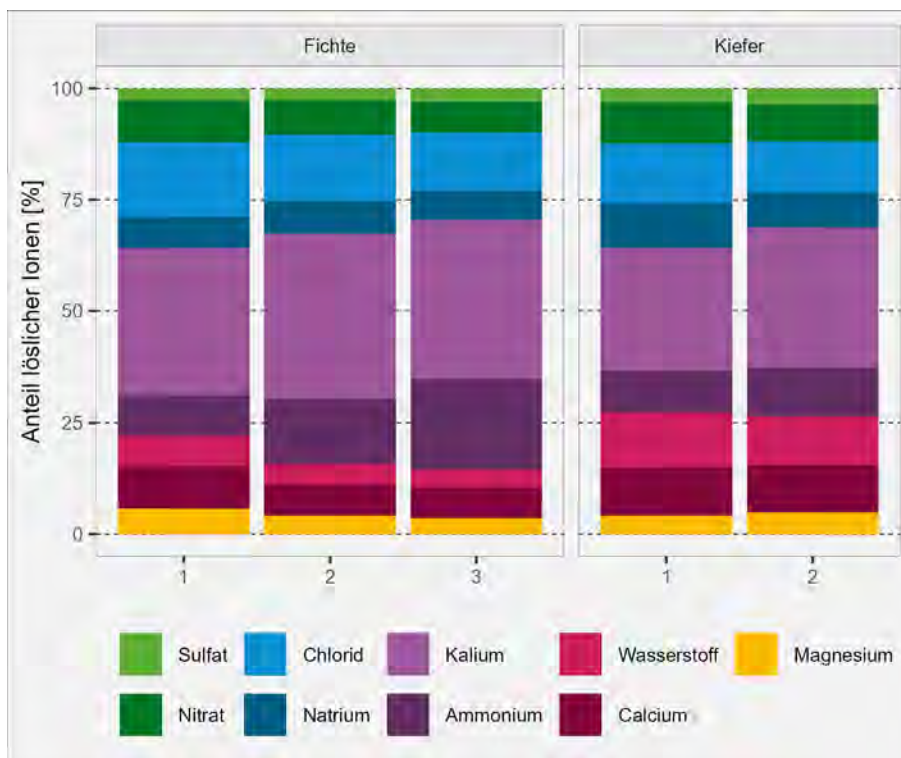
Anteil löslicher Ionen auf der Blattoberfläche von abgewaschenem Proben (Sulfat, Nitrat, Chlorid, Natrium, Kalium, Ammonium, Wasserstoff, Calcium, Magnesium). Anteile aus Molarer Masse errechnet.

Quelle: Eigene Darstellung, Universität Bonn

Die Partikelbelegung im Frühsommer war bei Eiche, Buche und Kiefer höher als zu späteren Zeitpunkten im Jahr (Tabelle 2). Besonders stark war dieser Effekt bei den Eichen zu sehen, bei denen die Belegung im Frühsommer fast dreimal so hoch wie im Sommer oder Spätsommer war (Frühsommer: $1,09 \mu\text{g cm}^{-2}$; Sommer: $0,34 \mu\text{g cm}^{-2}$; Spätsommer: $0,30 \mu\text{g cm}^{-2}$).

Im Vergleich der Nadeljahrgänge nimmt die Gesamtmenge an abgewaschenen löslichen Ionen mit zunehmenden Nadelalter bei beiden Baumarten ab (Tabelle 2). Bei Fichte wurden bei dem ersten Nadeljahrgang $0,14 \mu\text{g cm}^{-2}$ abgewaschen bei dem zweiten Nadeljahrgang ebenfalls $0,14 \mu\text{g cm}^{-2}$ und beim dritten Nadeljahrgang $0,11 \mu\text{g cm}^{-2}$. Bei den Kiefern wurde beim ersten Nadeljahrgang $0,32 \mu\text{g cm}^{-2}$ abgewaschen und bei dem zweiten Nadeljahrgang $0,25 \mu\text{g cm}^{-2}$. Der Anteil löslicher Ionen verändert sich mit dem Nadelalter (Abbildung 38). Der Nitratgehalt nimmt mit dem Nadelalter ab (Fichte – NJ 1: 9 %, NJ 2: 8 %, NJ 3: 7 %; Kiefer – NJ 1: 9 %, NJ 2: 8 %). Außerdem gibt es einen Anstieg des Kaliumgehaltes zwischen dem ersten und den älteren Nadeljahrgängen (Fichte – NJ 1: 33 %, NJ 2: 37 %, NJ 3: 35 %; Kiefer – NJ 1: 27 %, NJ 2: 32 %) und ebenfalls im Ammoniumanteil besonders bei den Fichtenproben (Fichte – NJ 1: 9 %, NJ 2: 14 %, NJ 3: 20 %; Kiefer – NJ 1: 9 %, NJ 2: 10 %).

Abbildung 38: Anteil löslicher Ionen bei den Nadeljährgängen



Anteil löslicher Ionen auf der Blattoberfläche von abgewaschenem Proben (Sulfat, Nitrat, Chlorid, Natrium, Kalium, Ammonium, Wasserstoff, Calcium, Magnesium) von Fichte und Kiefer für die verschiedenen Nadeljahrgänge. Anteile aus Molarer Masse errechnet.

Quelle: Eigene Darstellung, Universität Bonn

3.1.5.1 Korrelationen von $g_{\min}$ und π_{TLP} mit abgewaschenem Feinstaub

Die Blätter wurden im Ultraschallbad abgewaschen, um die abgesetzten Partikel von der Oberfläche zu waschen und den Feinstaub auf einer Probe quantifizieren und Inhaltsstoffe bestimmen zu können. In Tabelle 3 und Tabelle 4 sind alle gemessenen Ionen (Natrium, H_3O^+ , Ammonium, Nitrat, Sulfat, Chlorid, Kalium, Calcium und Magnesium) sowie die elektrische Leitfähigkeit mit $g_{\min}$ beziehungsweise π_{TLP} korreliert worden. Die elektrische Leitfähigkeit ist ein Anzeiger für die Gesamtmenge an Ionen in der Flüssigkeit. Es sind jeweils der Korrelationskoeffizient τ sowie der p-Wert angegeben. Zur besseren Übersicht sind signifikante p-Werte mit Sternen markiert, wobei mehr Sterne eine höhere Signifikanz aussagen und die Richtung der Korrelation mit Farben dargestellt ist (schwarz: positive Korrelation; rot negative Korrelation).

Bei dem $g_{\min}$ sind alle signifikanten Vergleiche bei Eiche und Fichte negativ korreliert (Tabelle 3). Bei Buche gibt es ebenfalls für fünf Ionen (H_3O^+ , Ammonium, Nitrat, Sulfat, Magnesium) negative Korrelationen, nur Calcium ist positiv korreliert. Bei Kiefer korrelieren H_3O^+ , Nitrat und Sulfat negativ mit $g_{\min}$, allerdings korrelieren die Leitfähigkeit, Natrium, Kalium, Calcium und Magnesium positiv mit dem $g_{\min}$. Das π_{TLP} korreliert bei Buche positiv mit der Leitfähigkeit und den Ionen Natrium, Sulfat, Kalium und Magnesium (Tabelle 4). Bei den anderen Baumarten gibt es negative Korrelationen zwischen dem π_{TLP} und den Ionen (Eiche: Natrium, H_3O^+ , Kalium und Calcium; Fichte: H_3O^+ , Nitrat, Sulfat und Chlorid; Kiefer: H_3O^+ , Sulfat und Chlorid). Es wurde laut Hypothese (siehe 1.4) eine positive Korrelation zwischen $g_{\min}$ und den hygroskopischen Ionen erwartet und zwischen π_{TLP} und den hygroskopischen Ionen eine negative Korrelation. Aus den vorliegenden Daten wird deutlich, dass die Beziehung zwischen den Trockenparametern und

den verschiedenen Ionen komplizierter ist. Vermutlich verhalten sich verschiedene Ionen unterschiedlich auf den Blattoberflächen. In der Diskussion wird diese Annahme genauer analysiert.

Zusätzlich sind im Anhang (Tabelle 6 – Tabelle 11) noch weitere Korrelationen für verschiedene Untergruppen gezeigt. Für alle Baumarten wurden die Beprobungszeitpunkte mit $g_{\min}$ sowie π_{TLP} korreliert, sowie die Nadeljahrgänge bei den Nadelbaumarten.

Tabelle 3: Korrelation $g_{\min}$ und abgewaschene Ionen von den Blattoberflächen für die vier Baumarten

Ergebnisse einer Kendall-Korrelation zwischen $g_{\min}$ und der Leitfähigkeit beziehungsweise den in der Abwaschlösung gemessenen Ionen (Natrium, H_3O^+ , Ammonium, Nitrat, Sulfat, Chlorid, Kalium, Calcium und Magnesium) für alle vier Baumarten. Der Korrelationskoeffizient τ sowie der p-Wert eines Kendall Korrelationstests sind angegeben. Außerdem bilden die Sterne die signifikanten p-Werte ab, wobei schwarze Markierungen positive Korrelationen und rote Markierungen negative Korrelationen widerspiegeln. $0,05 > p \geq 0,01$: *; $0,01 > p \geq 0,001$: **; $0,001 > p$: ***; nicht signifikant: –.

	Buche	Eiche	Fichte	Kiefer
Leitfähigkeit	– $\tau = -0,05$ $p = 0,065$	*** $\tau = -0,21$ $p < 0,001$	*** $\tau = -0,13$ $p < 0,001$	*** $\tau = 0,13$ $p < 0,001$
Na^+	– $\tau < 0,01$ $p = 0,9$	*** $\tau = -0,14$ $p < 0,001$	– $\tau = -0,04$ $p = 0,266$	* $\tau = 0,07$ $p = 0,019$
H_3O^+	*** $\tau = -0,15$ $p < 0,001$	*** $\tau = -0,17$ $p < 0,001$	*** $\tau = -0,13$ $p < 0,001$	*** $\tau = -0,13$ $p < 0,001$
NH_4^+	*** $\tau = -0,17$ $p < 0,001$	*** $\tau = -0,20$ $p < 0,001$	** $\tau = -0,09$ $p = 0,002$	– $\tau = -0,05$ $p = 0,112$
NO_3^-	** $\tau = -0,09$ $p = 0,002$	* $\tau = -0,09$ $p = 0,033$	*** $\tau = -0,14$ $p < 0,001$	*** $\tau = -0,12$ $p < 0,001$
SO_4^{2-}	*** $\tau = -0,13$ $p < 0,001$	* $\tau = -0,08$ $p = 0,044$	*** $\tau = -0,15$ $p < 0,001$	** $\tau = -0,08$ $p = 0,005$
Cl^-	– $\tau = -0,05$ $p = 0,106$	*** $\tau = -0,13$ $p < 0,001$	*** $\tau = -0,16$ $p < 0,001$	– $\tau < 0,01$ $p = 0,954$
K^+	– $\tau = 0,01$ $p = 0,78$	* $\tau = -0,08$ $p = 0,024$	* $\tau = -0,06$ $p = 0,022$	*** $\tau = 0,09$ $p < 0,001$
Ca^{2+}	* $\tau = 0,06$ $p = 0,013$	– $\tau < -0,01$ $p = 0,998$	*** $\tau = -0,11$ $p < 0,001$	** $\tau = 0,07$ $p = 0,006$
Mg^{2+}	** $\tau = 0,06$ $p = 0,013$	*** $\tau < -0,01$ $p = 0,998$	*** $\tau = -0,11$ $p < 0,001$	* $\tau = 0,07$ $p = 0,006$

	Buche	Eiche	Fichte	Kiefer
	$\tau = -0,08$ $p = 0,004$	$\tau = -0,15$ $p < 0,001$	$\tau = -0,10$ $p < 0,001$	$\tau = 0,06$ $p = 0,022$

Tabelle 4: Korrelation π_{TLP} und abgewaschene Ionen von den Blattoberflächen für die vier Baumarten

Ergebnisse einer Kendall-Korrelation zwischen π_{TLP} und der Leitfähigkeit beziehungsweise den in der Abwaschlösung gemessenen Ionen (Natrium, H_3O^+ , Ammonium, Nitrat, Sulfat, Chlorid, Kalium, Calcium und Magnesium) für alle vier Baumarten. Der Korrelationskoeffizient τ sowie der p-Wert eines Kendall Korrelationstests sind angegeben. Außerdem bilden die Sterne die signifikanten p-Werte ab, wobei schwarze Markierungen positive Korrelationen und rote Markierungen negative Korrelationen widerspiegeln. $0,05 > p \geq 0,01$: *; $0,01 > p \geq 0,001$: **; $0,001 > p$: ***; nicht signifikant: –.

	Buche	Eiche	Fichte	Kiefer
Leitfähigkeit	*** $\tau = 0,14$ $p < 0,001$	– $\tau = -0,05$ $p = 0,271$	– $\tau = 0,03$ $p = 0,467$	– $\tau = 0,06$ $p = 0,080$
Na^+	*** $\tau = 0,12$ $p < 0,001$	* $\tau = -0,11$ $p = 0,026$	– $\tau = -0,03$ $p = 0,457$	– $\tau = -0,05$ $p = 0,194$
H_3O^+	– $\tau < 0,01$ $p = 0,973$	*** $\tau = -0,18$ $p < 0,001$	*** $\tau = -0,16$ $p < 0,001$	*** $\tau = -0,17$ $p < 0,001$
NH_4^+	– $\tau = 0,06$ $p = 0,077$	– $\tau = -0,03$ $p = 0,667$	– $\tau = -0,03$ $p = 0,432$	– $\tau = 0,06$ $p = 0,139$
NO_3^-	– $\tau = -0,01$ $p = 0,808$	– $\tau = -0,05$ $p = 0,388$	** $\tau = -0,10$ $p = 0,002$	– $\tau = -0,05$ $p = 0,139$
SO_4^{2-}	*** $\tau = 0,16$ $p < 0,001$	– $\tau = 0,02$ $p = 0,667$	** $\tau = -0,10$ $p = 0,002$	*** $\tau = -0,11$ $p < 0,001$
Cl^-	– $\tau = 0,04$ $p = 0,145$	– $\tau = 0,06$ $p = 0,241$	*** $\tau = -0,12$ $p < 0,001$	* $\tau = -0,09$ $p = 0,011$
K^+	* $\tau = 0,06$ $p = 0,031$	** $\tau = -0,12$ $p = 0,004$	– $\tau = -0,02$ $p = 0,434$	– $\tau < -0,01$ $p = 0,939$
Ca^{2+}	– $\tau = -0,02$ $p = 0,553$	* $\tau = -0,09$ $p = 0,025$	– $\tau = -0,04$ $p = 0,211$	– $\tau = -0,02$ $p = 0,614$
Mg^{2+}	*** $\tau = 0,13$ $p < 0,001$	– $\tau = -0,06$ $p = 0,173$	– $\tau = -0,03$ $p = 0,377$	– $\tau = -0,04$ $p = 0,222$

	Buche	Eiche	Fichte	Kiefer
Mg ²⁺	*** τ = 0,13 p < 0,001	– τ = –0,06 p = 0,173	– τ = –0,03 p = 0,377	– τ = –0,04 p = 0,222

3.1.6 Einordnung der Feinstaubbelastung sowie der Niederschläge in den Versuchsjahren

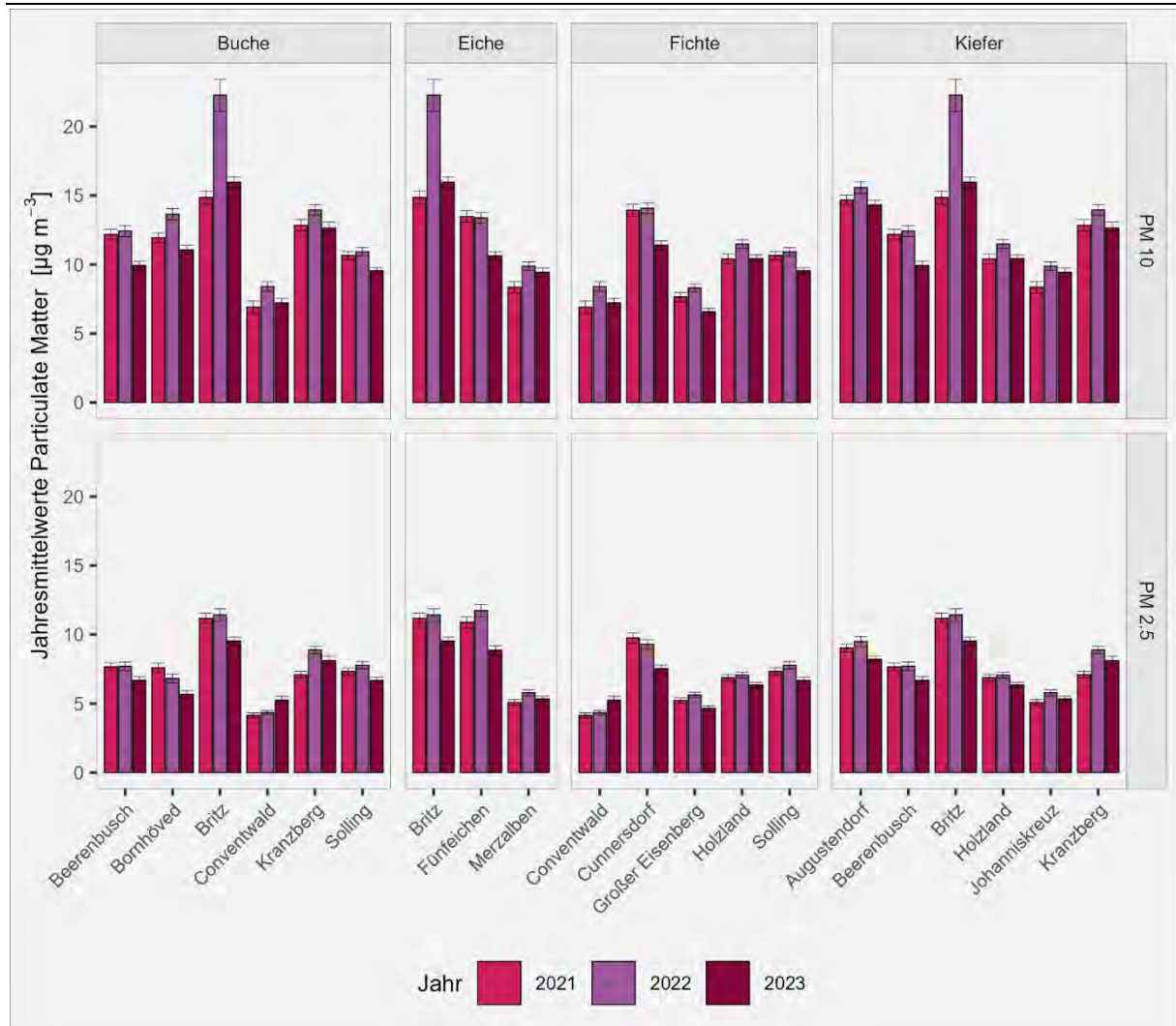
Die Feinstaubbelastung in der Luft und die an den Level-II-Standorten gemessene Deposition sowie die Niederschläge im Versuchszeitraum werden im Folgenden kurz dargestellt. Diese werden in der Diskussion für eine Einordnung der Messergebnisse des Projektes genutzt.

3.1.6.1 Einordnung der Feinstaubbelastung sowie der Deposition an den Standorten

In Abbildung 39 sind die Partikelkonzentrationen der Luft für PM₁₀ und PM_{2,5} für die verschiedenen Standorte in den drei Beprobungsjahren dargestellt. Die Messwerte stammen aus den Messnetzen der Länder und des Bundes (Stationsliste: Tabelle 1). Die höchsten PM_{2,5}-Werte gab es in Britz (2021: 11,1 µg m⁻³; 2022: 11,4 µg m⁻³; 2023: 9,5 µg m⁻³) sowie Fünfeichen (2021: 10,8 µg m⁻³; 2022: 11,7 µg m⁻³; 2023: 8,8 µg m⁻³). Die niedrigsten PM_{2,5}-Werte wurden am Großen Eisenberg (2021: 5,2 µg m⁻³; 2022: 5,6 µg m⁻³; 2023: 4,6 µg m⁻³) und im Conventwald (2021: 4,1 µg m⁻³; 2022: 4,3 µg m⁻³; 2023: 5,3 µg m⁻³) gemessen.

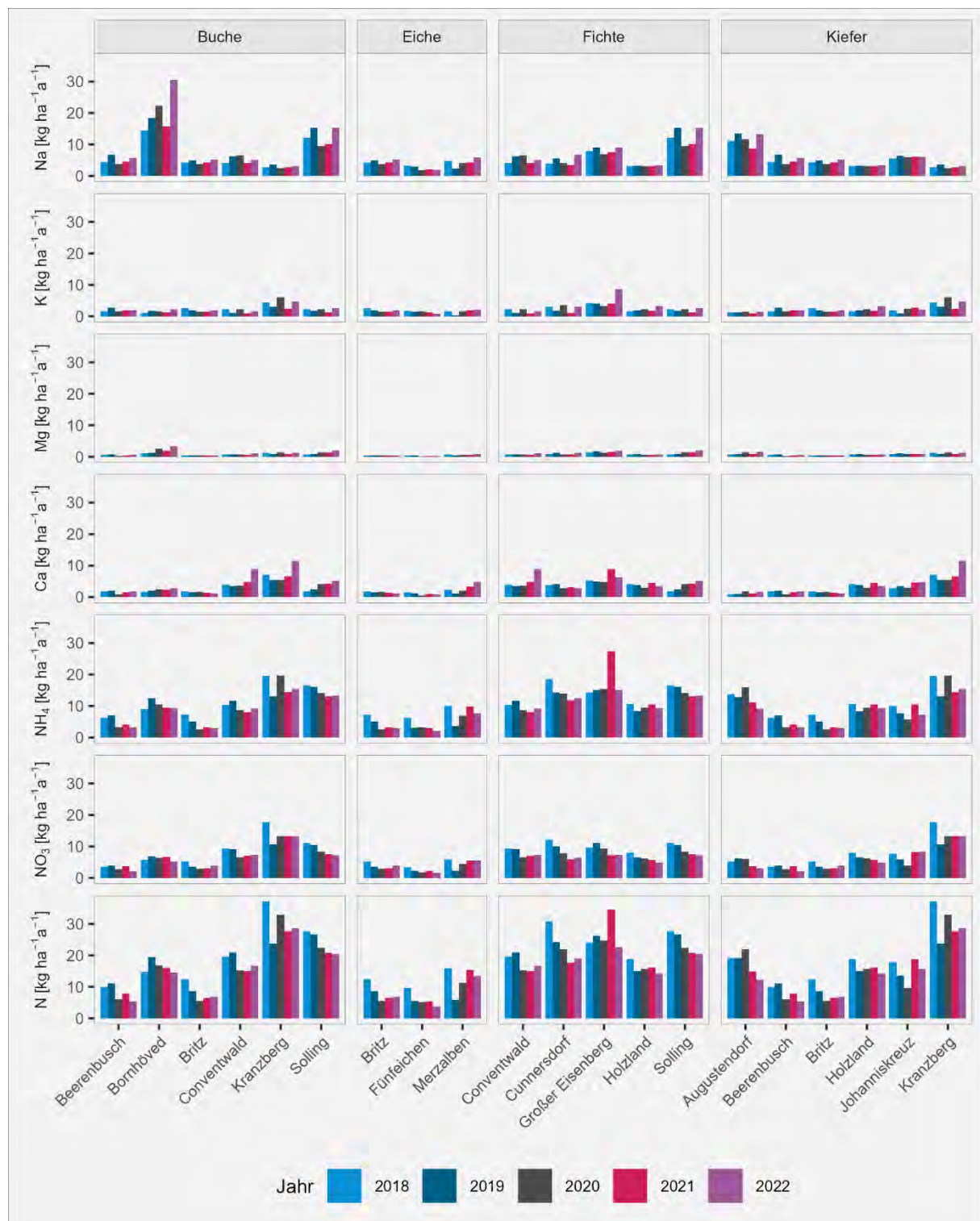
In Abbildung 40 ist die Totale Deposition der Jahre 2018 bis 2022 für die Baumarten und Standorte abgebildet. An den Level-II-Flächen werden die Freiland- und Bestandesniederschläge gemessen und aus diesen kann die jährliche Totale Deposition in Kilogramm pro Hektar errechnet werden. Aus diesen Daten geht die höchste Deposition von Na in Bornhöved (Buche) hervor. Die Stickstoffeinträge sind in Kranzberg, Großer Eisenberg und Solling mit knapp 30 kg ha⁻¹ a⁻¹ am höchsten. Die geringsten Stickstoffeinträge gibt es dagegen in Britz, Fünfeichen und Beerenbusch mit knapp 10 kg ha⁻¹ a⁻¹. Dies ist genau entgegengesetzt der gemessenen Feinstaubbelastung von PM_{2,5} in der Luft (Abbildung 39), bei der Britz und Fünfeichen die höchste Belastung haben.

Abbildung 39: Partikelkonzentrationen PM₁₀ und PM_{2,5} Jahresmittelwerte



Jahresmittelwerte der Partikelkonzentrationen für alle Standorte in den Jahren 2021 bis 2023. Dargestellt sind PM_{2,5} und PM₁₀. Daten aus Tagesmittelwerten der Messstationen des Bundes und der Länder errechnet (Stationsliste: Tabelle 1)
 Quelle: Eigene Darstellung, Universität Bonn

Abbildung 40: Totale Deposition für Na, K, Ca, NH₄, NO₃ und gesamt N für alle Standorte



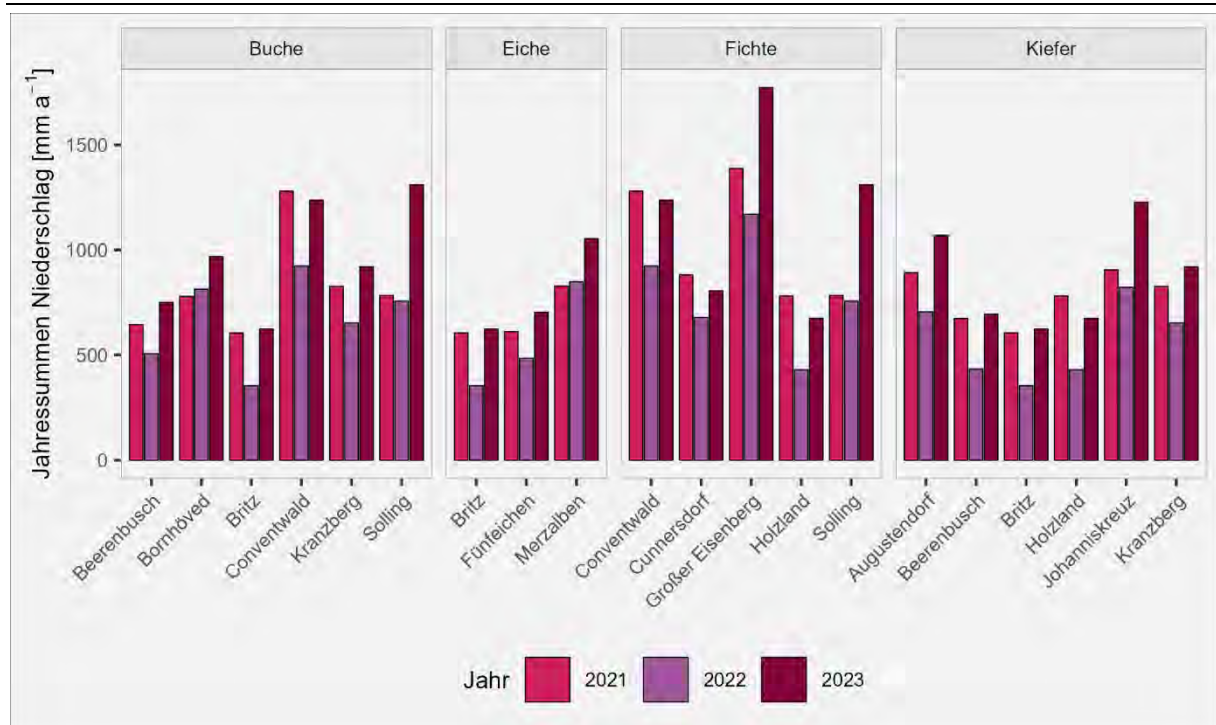
Totale Deposition für Na, K, Ca, NH₄, NO₃ und gesamt N für alle Standorte und die Jahre 2018-2022. Daten von ICP Forests.
Quelle: Eigene Darstellung, Universität Bonn

3.1.6.2 Einordnung der Jahresniederschläge in den Beprobungsjahren

In Abbildung 41 sind die Jahresniederschläge für die Standorte in den drei Beprobungsjahren 2021 – 2023 angegeben. Die Messdaten sind von nahegelegenen DWD-Messstationen (Stationsliste: Tabelle 1) übernommen worden. 2022 war das niederschlagärmste Jahr im

Projektzeitraum. Alle Standorte hatten 2022 einen geringeren Niederschlag als 2023. Im Jahr 2021 gab es an fast allen Standorten höhere Niederschläge als im Jahr 2022. Nur in Solling, Merzalben und Bornhöved unterschieden sich die Niederschläge in 2021 und 2022 kaum. Über die drei Jahre wurden die geringsten Niederschläge in Britz (2021: 605,5 mm; 2022: 354,1 mm; 2023: 624,4 mm) und die höchsten am Großen Eisenberg (2021: 1388,6 mm; 2022: 1169,9 mm; 2023: 1772,3 mm) gemessen.

Abbildung 41: Niederschlag [mm] Jahressumme für die Standorte



Dargestellt sind Jahressummen des Niederschlags an den verschiedenen Standorten. Diese wurden aus Tagesniederschlagswerten des Deutschen Wetterdienstes (DWD) ermittelt. Es wurden nächstgelegenen DWD-Stationen genutzt (Tabelle 1).

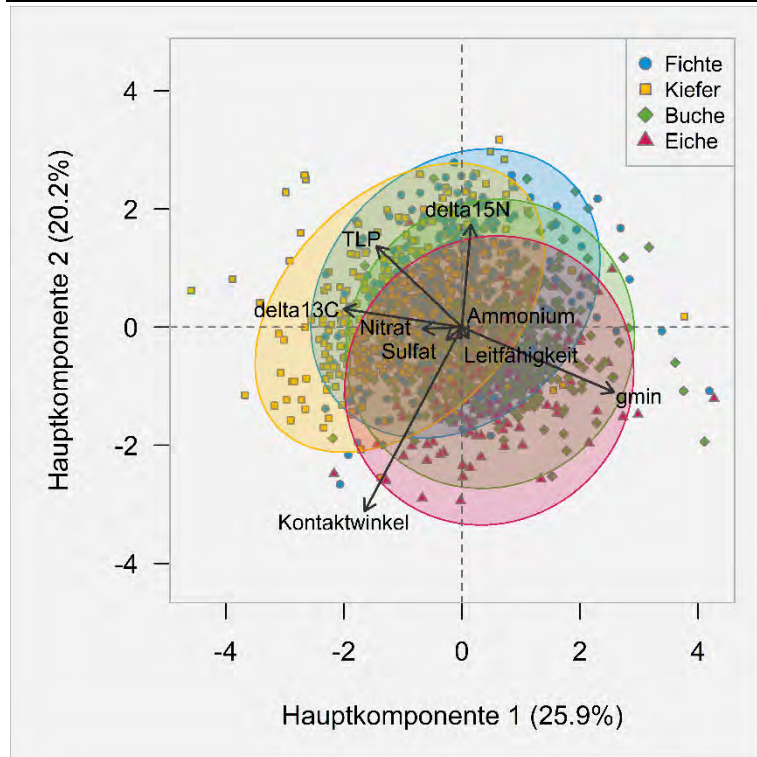
Quelle: eigene Darstellung, Universität Bonn, Datenbasis: Deutscher Wetterdienst, Einzelwerte aufsummiert

3.1.7 Hauptkomponentenanalyse

Um mögliche weitere Zusammenhänge zwischen den Variablen aufzudecken wurde eine Hauptkomponentenanalyse durchgeführt. In die Hauptkomponentenanalyse sind die Variablen $g_{\min}$, π_{TLP} , Kontaktwinkel, $\delta^{13}C$, $\delta^{15}N$, Leitfähigkeit, Ammonium, Nitrat und Sulfat sowie alle Baumarten eingeflossen (Abbildung 42). Es wurden auch Untersuchungen für die einzelnen Baumarten mit ähnlichen Ergebnissen durchgeführt (hier nicht dargestellt). Die ersten beiden Hauptkomponenten erklären 46,2 % (26,0 % + 20,2 %) der Varianz. Mit 5 Hauptkomponenten werden 91,2 % (26,0 % + 20,2 % + 16,4 % + 15,5 % + 13,1 %; Tabelle 5) der Varianz erklärt. Die Faktorladungen (Korrelationen der Hauptkomponenten mit den Variablen) sind für die erste Hauptkomponente bei $g_{\min}$ (0,65) und $\delta^{13}C$ (–0,50) im Betrag besonders hoch. Die erste Hauptkomponente wird also stark von diesen beiden Faktoren beeinflusst. Für die zweite Hauptkomponente gilt dies für den Kontaktwinkel (–0,78) und $\delta^{15}N$ (0,44). Die Faktorladungen für die ersten 5 Hauptkomponenten sind in Tabelle 5 dargestellt. Die Faktoren Leitfähigkeit, Ammonium, Nitrat und Sulfat beeinflussen die ersten beiden Hauptkomponenten wenig, wie aus den kurzen Vektoren in Abbildung 42 deutlich wird, und auch die ersten fünf Hauptkomponenten werden wenig von diesen Faktoren beeinflusst (Tabelle 5). Dies zeigt, dass sie insgesamt wenig zur Varianz im Datenset beitragen.

In Abbildung 42 nimmt die Stärke der Korrelation mit den Hauptkomponenten mit der Länge des Vektors zu und die Richtung gibt das Verhältnis zu den Hauptkomponenten und zu den anderen Vektoren an. Vektoren, die in die gleiche Richtung zeigen, sind positiv korreliert. Entgegengesetzte Richtungen zeigen eine negative Korrelation. Orthogonal ausgerichtete Vektoren sind wenig bis gar nicht korreliert. Die Individuen in diesem Fall jede Blattprobe sind in der Abbildung als farbige Punkte markiert und nach Baumarten aufgeteilt. Es fällt keine abgetrennte Individuengruppe auf. Dies wurde ebenfalls mit demselben Ergebnis für jede Baumarten einzeln untersucht.

Abbildung 42: Biplot Hauptkomponentenanalyse



Biplot der Hauptkomponentenanalyse von Individuen und den erklärenden Variablen ($n=9$, $g_{\min}$, π_{TLP} , Kontaktwinkel, $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, Leitfähigkeit, Ammonium, Nitrat und Sulfat). Jeder Datenpunkt repräsentiert ein Individuum in diesem Fall eine Blattprobe (Gruppiert nach Baumarten; Fichte: blaue Kreise; Kiefer: gelbe Quadrate; Buche: grüne Rauten; Eiche: rote Dreiecke), wobei die Position im Biplot das Verhältnis zu den Hauptkomponenten anzeigt. Des Weiteren sind Konfidenzellipsen dargestellt (95 %). Die erklärenden Variablen sind als Vektoren dargestellt. Die Größe der Vektoren, zeigt die Stärke ihres Beitrags zu der Hauptkomponente. Der Winkel zwischen zwei Vektoren gibt die Korrelation zwischen ihnen an (0°: positiv korreliert, 180°: negativ korreliert; 90°: geringe bis keine Korrelation).

Quelle: Eigene Darstellung, Universität Bonn

Tabelle 5: Faktorladungen Hauptkomponentenanalyse

Faktorladungen der Variablen für die ersten 5 Hauptkomponenten (PC) der Hauptkomponentenanalyse der Anteil der Varianz ist in Klammern angegeben.

	PC 1 (26,0 %)	PC 2 (20,2 %)	PC 3 (16,4 %)	PC 4 (15,5 %)	PC 5 (13,1 %)
$g_{\min}$	0,65	-0,27	0,45	0,31	0,44
π_{TLP}	-0,37	0,35	0,15	0,85	0,01
Leitfähigkeit	0,03	-0,05	0,01	0,02	0,02

	PC 1 (26,0 %)	PC 2 (20,2 %)	PC 3 (16,4 %)	PC 4 (15,5 %)	PC 5 (13,1 %)
Nitrat	-0,16	-0,01	-0,05	-0,01	-0,01
Sulfat	-0,06	-0,06	-0,02	0,04	0,01
Ammonium	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00
Kontaktwinkel	-0,41	-0,78	0,37	0,07	-0,29
$\delta^{13}\text{C}$	-0,50	0,07	0,24	-0,30	0,77
$\delta^{15}\text{N}$	0,03	0,44	0,76	-0,29	-0,37

3.2 Gewächshausuntersuchungen zu amorphen Strukturen auf der Oberfläche von Fichten- und Kiefernadeln

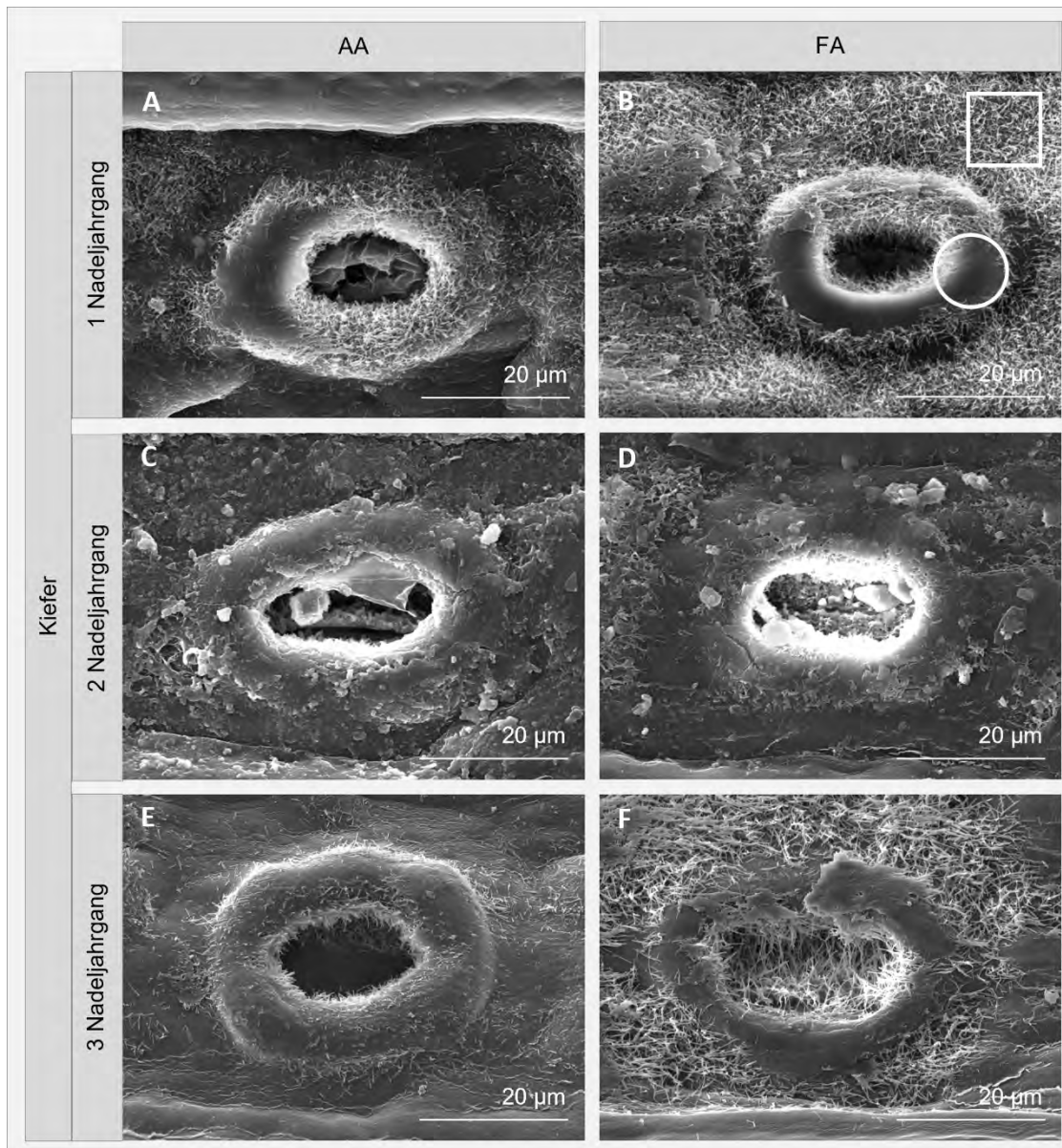
Die epicuticulären Wachse von Kiefer und Fichte wurden mit dem Rasterelektronenmikroskop (REM) auf ihre optische Oberflächenbeschaffenheit untersucht. Zusätzlich wurden die epicuticulären Wachse chemisch untersucht und die Wachszusammensetzung sowie die Wachsmenge ermittelt. Die Pflanzen unterscheiden sich durch ihr Aufwachsen in verschiedenen Gewächshäusern. In dem FA-Gewächshaus werden 98 % der Aerosole aus der Luft gefiltert (FA – *filtered air*), in dem AA-Gewächshaus herrscht dieselbe Aerosolmenge wie in Umgebungsluft (AA – *ambient air*).

In Abbildung 43 sind Rasterelektronenmikroskop-Aufnahmen der drei Kiefernadeljahrgänge abgebildet. Die Kiefern haben auf allen Nadelseiten Stomata ausgebildet. Diese liegen in Reihen angeordnet in stomatären Bändern vor. Die einzelnen Stomata sind oval und liegen eingesenkt in der Cuticula. Die Oberfläche sieht an einigen Stellen fein verzweigt aus (Abbildung 43 B, Quadrat). An anderen Stellen sind flache amorphe Strukturen zu sehen (Abbildung 43 B, Kreis). Hier besteht die Frage, ob es sich um verschmolzene Wachse handelt, oder um eine Überlagerung mit deliqueszenten Salzen. Die Bandbreite des Oberflächenaussehens ist in allen drei Nadeljahrgängen, sowie beiden Gewächshäusern zu beobachten.

Bei Fichten sind die Stomata ebenfalls in die Oberfläche eingesenkt. Die stomatären Öffnungen sind vollständig mit Wachs überdeckt (Abbildung 44). Wie bei der Kiefer sind an einigen Stellen fein verzweigte Wachse (Abbildung 44 B, Quadrat) und an anderen Stellen eher flächige, amorphe (Abbildung 44 B, Kreis), verschmolzene oder überlagerte Oberflächenstrukturen zu erkennen. Am stärksten flächig verschmolzen ist das Stoma in Abbildung 44 D aus dem FA Gewächshaus und vom zweiten Nadeljahrgang. Es lässt sich keine Abhängigkeit der Oberflächenstruktur von der Gewächshausbehandlung oder dem Nadeljahrgang erkennen.

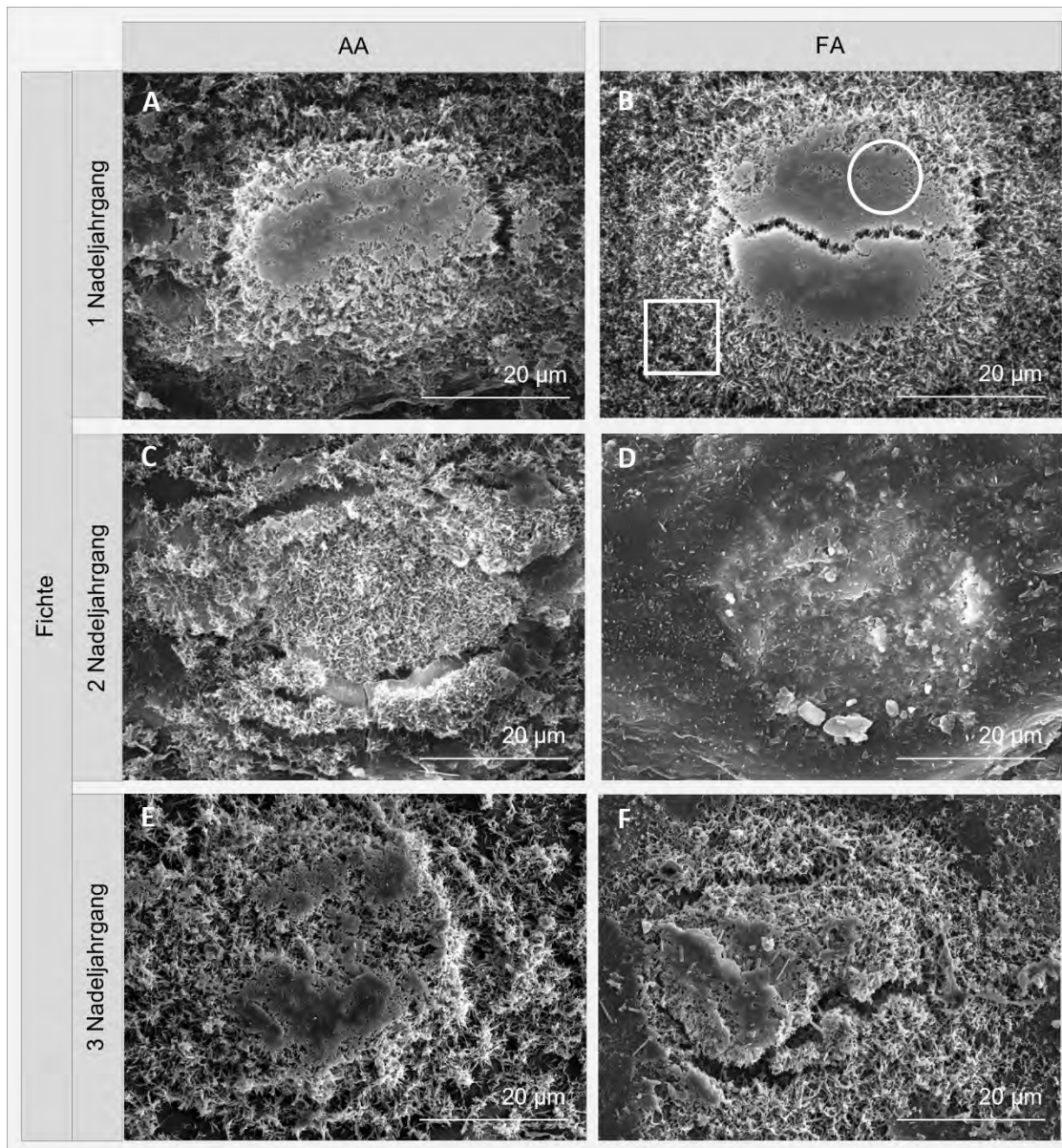
Der Hauptbestandteil der epicuticulären Wachses ist sowohl bei Kiefer als auch bei Fichte das Nonacosan-10-ol (Abbildung 45), was sich ebenfalls mit den Funden aus der Literatur deckt (Günthhardt-Georg, 1986). Bei beiden Arten unterscheiden sich die Mengen der gefundenen Wachse nicht signifikant (Abbildung 45). Die mittlere Gesamtwachsmenge von Kiefer beträgt in der AA-Gruppe $8,43 \mu\text{g cm}^{-2}$ und in der FA-Gruppe $11,31 \mu\text{g cm}^{-2}$. Bei Fichte beträgt die mittlere Gesamtwachsmenge der AA-Gruppe $14,75 \mu\text{g cm}^{-2}$ und der FA Gruppe $17,35 \mu\text{g cm}^{-2}$.

Abbildung 43: REM-Aufnahme Kiefer



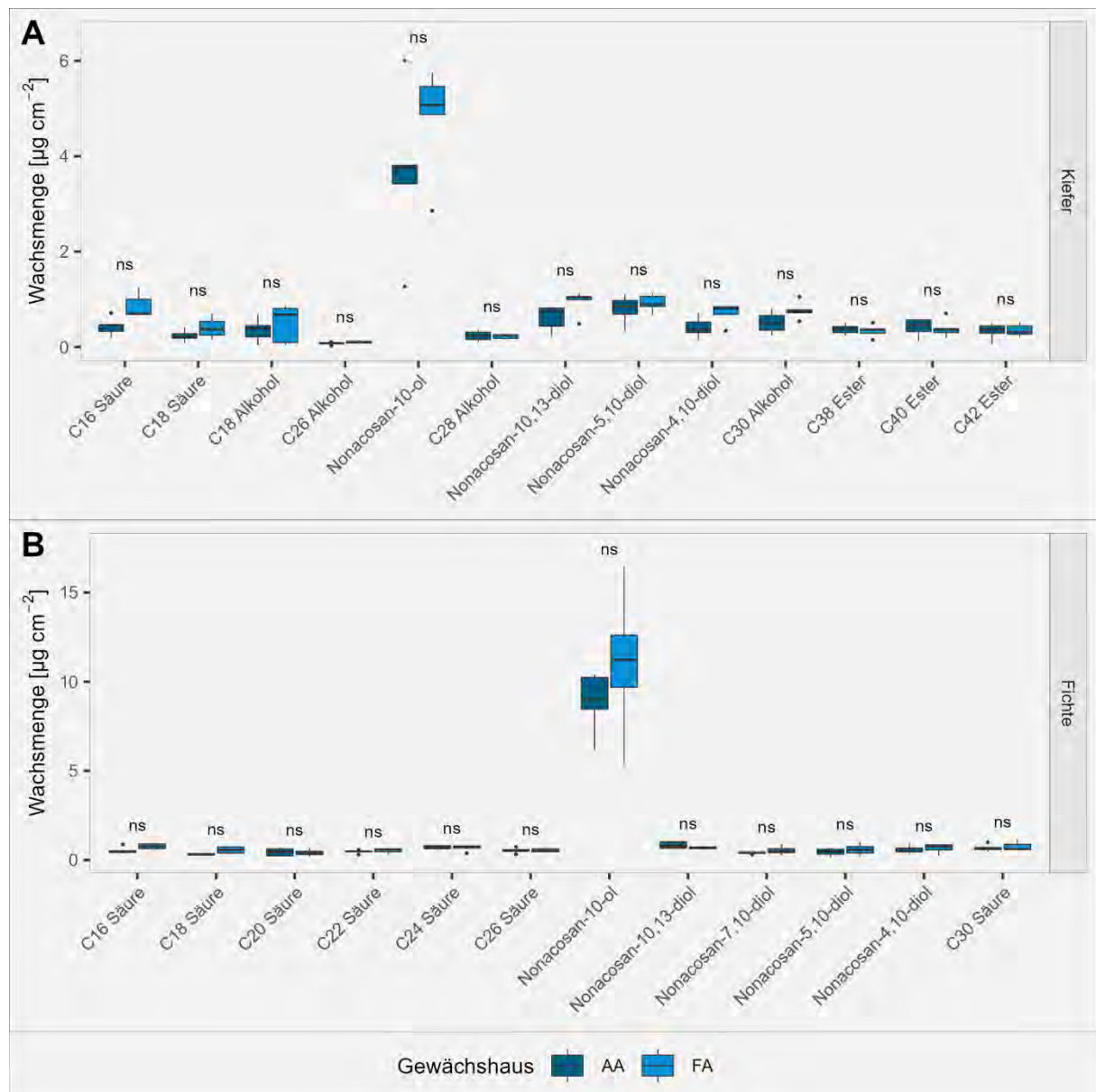
Rasterelektronenmikroskopische Aufnahmen von Stomata auf der Nadeloberfläche von Kiefer für die beiden Gewächshäuser AA (linke Spalte A, C, E) und FA (rechte Spalte B, D, F) und die drei Nadeljahrgänge (1. Nadeljahrgang A, B; 2. Nadeljahrgang C, D; 3. Nadeljahrgang E, F). In Bild B ist ein Beispiel für eine fein verzweigte Oberflächenstruktur mit einem weißen Quadrat markiert und ein Beispiel für flache amorphe Oberflächenstrukturen mit einem weißen Kreis. Quelle: Eigene Darstellung, Universität Bonn

Abbildung 44: REM-Aufnahme Fichte



Rasterelektronenmikroskopische Aufnahmen von Stomata auf der Nadeloberfläche von Fichte für die beiden Gewächshäuser AA (linke Spalte A, C, E) und FA (rechte Spalte B, D, F) und die drei Nadeljahrgänge (1. Nadeljahrgang A, B; 2. Nadeljahrgang C, D; 3. Nadeljahrgang E, F). In Bild B ist ein Beispiel für eine fein verzweigte Oberflächenstruktur mit einem weißen Quadrat markiert und ein Beispiel für flache amorphe Oberflächenstrukturen mit einem weißen Kreis. Quelle: Eigene Darstellung, Universität Bonn

Abbildung 45: Chemische Wachsanalyse von Kiefer und Fichte



Chemische Wachsanalyse von Kiefer (A) und Fichte (B). Dargestellt sind die Wachsmengen in $\mu\text{g cm}^{-2}$ für die gefundenen Wachskomponenten für die beiden Gewächshäuser AA und FA. Die Wachsmengen je Wachskomponente wurden in t-tests mit einer Korrektur nach Holm auf signifikante Unterschiede zwischen den Gewächshausgruppen untersucht. Die Gewächshausgruppen unterscheiden sich nicht signifikant (ns – nicht signifikant).

Quelle: Eigene Darstellung, Universität Bonn

4 Diskussion

Ziel des Vorhabens war die Untersuchung des Zusammenhangs zwischen hygroskopischer Feinstaubdeposition und der Trockentoleranz von Waldbäumen.

Hierzu wurde über drei Jahre hinweg entlang deutschlandweiter Gradienten der atmosphärischen Feinstaubbelastung ein direkter Zusammenhang zwischen Luftverschmutzung und Trockenstressindikatoren für Buche, Eiche, Fichte und Kiefer geprüft. Blatt- und Nadelproben aus dem Kronenraum wurden auf relevante Parameter für Trockenheitstoleranz und Wassernutzungseffizienz untersucht. Als Messgröße für die Partikeldeposition wurde die chemische Zusammensetzung der Waschlösungen von Blättern und Nadeln herangezogen.

Die Ausgangshypothese, dass ein Anstieg der minimalen Leitfähigkeit $g_{\min}$ und ein Absinken des Wasserpotentials am Turgorverlustpunkt π_{TLP} durch erhöhte Partikeldeposition auf die Blätter hervorgerufen wird, konnte zunächst für keine der vier Baumarten direkt bestätigt werden, da die Konzentrationen der abgewaschenen Ionen oft nicht wie erwartet anstiegen, etwa mit dem Blattalter. In vielen Fällen kam es sogar zu genau gegenteiligen Befunden, so dass ein ansteigendes $g_{\min}$ und absinkendes π_{TLP} mit sinkenden Konzentrationen der Ionen Ammonium, Nitrat, Sulfat und H_3O^+ in der Abwaschlösung korreliert waren.

Allerdings zeigten Kiefern einen signifikanten Anstieg der Natrium-Konzentration und der elektrischen Leitfähigkeit mit steigendem $g_{\min}$, obwohl auch hier Nitrat, Sulfat und H_3O^+ -Ionen negativ mit $g_{\min}$ korreliert waren. Diese Beobachtungen werden gegen Ende der Diskussion im Kapitel Kronenrauminteraktion detaillierter besprochen. Im Folgenden werden die Ergebnisse der Aerosolanalysen und der physiologischen Zielparameter zusammenfassend und vor dem Hintergrund der mit den verschiedenen Mess- und Analysemethoden verbundenen Unsicherheiten und Fehlermöglichkeiten diskutiert.

Aerosolanalysen und physiologische Zielparameter

Die Beurteilung der Feinstaubbelastung erfolgte vor Projektbeginn auf Grundlage der mit dem Modell REM-CALGRID (RCG) berechneten bodennahen $\text{PM}_{2,5}$ -Konzentrationen des Jahres 2018 und floss anhand der daraus abgeleiteten räumlichen Gradienten in die Standortauswahl mit ein. Es ließen sich die höchsten Feinstaubbelastungen in der östlichen Grenzregion zu Polen erkennen – hier wurden die Standorte Britz, Fünfeichen und Cunnersdorf ausgewählt. Ein sekundäres, etwas geringeres Maximum befand sich im Nordwesten in der Nähe zur niederländischen Grenze – hier waren zunächst die Standorte Augustendorf und Tannenbusch vorgesehen, wobei Letzterer aufgrund von Eichenprozessionsspinnerbefall nicht beprobt werden konnte. Die Standorte mit erwarteten Minima der $\text{PM}_{2,5}$ -Konzentration waren im Südwesten (Conventwald), Thüringer Wald (Großer Eisenberg) sowie im Pfälzer Wald (Merzalben und Johanniskreuz). Weitere emittentenferne („Hintergrund-“) Standorte mit mittleren $\text{PM}_{2,5}$ -Konzentrationen waren Solling, Holzland und Beerenbusch. Der Standort Kranzberg mit seiner Nähe zu München und dem dortigen Flughafen sowie der Standort Bornhöved in Küstennähe lagen ebenfalls im mittleren Bereich, ließen aber andere beziehungsweise eher lokal beeinflusste Partikelzusammensetzung erwarten.

Die Ablagerung von Feinstaub aus der Luft auf Blattoberflächen ist von sehr vielen Faktoren abhängig (Watanabe, 2015). Es spielen Wetterfaktoren wie Regen, Nebel, Wind oder Luftfeuchtigkeit eine Rolle. Für den Depositionsprozess selbst haben sowohl Topologie und aerodynamische Rauigkeit der Wälder einen Einfluss, also Berge und deren Ausrichtung, sowie die Form der Baumkronen. Aber auch verschiedene physiologische Faktoren, vor allem die Mikrorauigkeit der Blätter können den Depositionsprozess beeinflussen. Daher sind neben den Daten zur Aerosolkonzentration der Luft, die für die meisten Standorte vorliegenden Ergebnisse

der Totalen Deposition hilfreich, die aus der Kronenraumbilanz abgeleitete Aussagen zur lokalen Partikeldeposition liefern. Sie liegen als Depositionsdaten der Level-II-Plots aus dem ICP Forests Programm derzeit bis 2022 vor. Sie geben jährliche Stoffflüsse in Kilogramm pro Hektar und Jahr an, die aus der Subtraktion der im Freiland- und Bestandesniederschlag gefundenen Konzentrationen ermittelt werden (Clarke et al., 2022; Abbildung 40). Diese Werte schließen summarisch Vorgänge im Kronenbereich wie *leaching* und Aufnahme über die Blätter mit ein (Lindberg et al., 1986; Balestrini et al., 2007; Sase et al., 2008). Quantitative und qualitative Untersuchungen von Elementen und Ionen des Niederschlags im Freiland und unter der Baumkrone werden hier mit *canopy budget models* untersucht und somit Gesamt-Depositionswerte für verschiedene Elemente errechnet. Diese Daten werden in der Literatur oft genutzt, um N-Einträge in das Ökosystem zu quantifizieren (Ahrends et al., 2020). Hier ist etwa der gegenüber anderen Standorten erhöhte Natriumanteil in Bornhöved aufgrund der Küstennähe deutlich zu sehen. Aus diesen Daten gehen vergleichsweise hohe Stickstoffeinträge von knapp 30 kg ha⁻¹ a⁻¹ für die Standorte Kranzberg, Großer Eisenberg und Solling hervor, dagegen die niedrigsten in Britz und Fünfeichen. Hier besteht ein gewisser Widerspruch, da für Ammonium und Nitrat an diesen beiden Standorten etwa 30 % Anteil im Feinstaub zu erwarten wären (Putaud et al., 2010; Bressi et al., 2021), es könnte aber bei dieser Diskrepanz auch die trockene Deposition von nicht-partikelgebundenem, gasförmig eingetragenen Ammoniak eine Rolle spielen.

Die direktesten Daten zur Beurteilung von Aerosoleinfluss und Aerosolwirksamkeit in diesem Projekt kamen aus dem Abwaschen von Blättern und Nadeln mit deionisiertem Wasser und der anschließenden chemischen Analyse dieser Lösungen. Hygroskopische, wasserlösliche Salze und Ionen tragen wesentlich zur hydraulischen Aktivierung der Stomata bei und so war die Analyse von direkt auf Blättern und Nadeln befindlichen wasserlöslichen Salzen ein wesentlicher Ansatz der Untersuchung.

Absolut gesehen war die Summe der wasserlöslichen Ionen auf Eichenblättern im Mittel mit 0,55 µg cm⁻² am höchsten, etwa gleichauf gefolgt von Buche (0,33 µg cm⁻²) und Kiefer (0,29 µg cm⁻²) sowie mit deutlich geringerer Belegung Fichte (0,13 µg cm⁻², Tabelle 2). Damit liegen alle Baumarten im unteren Bereich verglichen mit den wenigen Messungen, wo lösliche beziehungsweise sehr kleine Partikel von Blattoberflächen im Gelände analysiert wurden (Freer-Smith et al., 2005; Burkhardt, 2010; Saebo et al., 2012), wobei es sich bei diesen Quellen jedoch um stadtnahe beziehungsweise innerstädtische Standorte handelte. Die deutlichen Unterschiede zwischen den Baumarten bestätigen die unterschiedliche Depositionsgeschwindigkeit beziehungsweise Einfangeffektivität von Blättern und Nadeln gegenüber sub-µm-Partikeln. Die Deposition solch kleiner Partikel ist nicht nur praktisch unabhängig von der Gravitation, sondern wird vielmehr durch die Depositionsprozesse Impaktion (Trägheitsabscheidung) und Diffusion gesteuert. Letzteres geschieht in der laminaren Grenzschicht, wo Blatthaare und Mikrorauigkeiten durch epicuticuläre Wachse die Distanz zur turbulenten Umgebung verkürzen und daher für die Gesamtdosition eine entscheidende Rolle spielen. Die hierdurch hervorgerufene unterschiedliche Partikeldeposition führte etwa zu konsistent unterschiedlicher chemischer Zusammensetzung von Tautropfen auf benachbart stehenden Kiefern und Fichten (Burkhardt und Eiden, 1990; Burkhardt et al., 1995).

Es fällt auf, dass bei Buche, Eiche und Kiefer die Absolutwerte der gemessenen Partikelbelegung im Frühsommer deutlich höher war als bei den späteren Terminen. Besonders bei Eiche, wo dieser Wert im Frühsommer etwa dreimal so hoch war, als bei den späteren zwei Terminen (Tabelle 2). Dies steht im Widerspruch zu Messungen anderer Autoren, die eine Akkumulation auf der Blattoberfläche von verschiedenen Pflanzenarten im Verlauf des Jahres fanden (Neinhuis und Barthlott, 1998; Wang et al., 2013). Es könnte das Ergebnis einer Verfestigung und

schlechteren Abwaschbarkeit von Aerosolpartikeln durch Deliquescenz und Verkrustung sein. Diese sind in REM-Bildern zu erkennen, etwa bei Kiefer und Eiche beim Vergleich von Blättern, die in aerosolfreier und aerosolbeeinflusster Umgebung aufgewachsen waren (Burkhardt et al., 2018). Eine weitere Möglichkeit ist verbesserte Aufnahme über das Blatt im Jahresverlauf als Teil der Kronenrauminteraktion (KRI).

Die Effekte der KRI lassen sich anhand der relativen Ionenverteilung der gesammelten Proben nachvollziehen (Abbildung 37). Auf den Laubblättern von Buche und Eichen tragen die säurepuffernden Kationen (Magnesium, Calcium und Kalium) zusammen zwei Drittel zur Gesamtzahl der Ionen auf molarer Basis bei. Bei den Fichten dagegen nur 47 % beziehungsweise bei den Kiefern 46 %. Andererseits lagen die pH-Werte insbesondere auf Kiefernnadeln etwa um eine halbe Einheit niedriger und die Menge an H_3O^+ -Ionen (in $\mu\text{g cm}^{-2}$) knapp mehr als viermal so hoch wie auf Buchenblättern, was zusammen auf eine Abpufferungsreaktion der Buchenblätter und *leaching* von Kationen hindeutet. Dies fällt besonders an den Standorten Kranzberg, Britz und Beerenbusch auf, wo sowohl Buche als auch Kiefer vertreten sind. Im Conventwald und Solling, wo jeweils Buche und Fichte untersucht wurden, ist ähnliches zu beobachten und deutet ebenso auf verstärkten Transport der gelösten Ionen über die Blattoberfläche von Laubblättern gegenüber Nadeln hin. Es gilt auch für den Bereich der Stickstoffionen, wo der Anteil des Nitrats bei den Laubbäumen bei 3 % und bei Nadelbäumen bei 8 % lag. Die Tendenz ist für Ammonium ähnlich, allerdings sind die Unterschiede geringer. Möglicherweise gilt es weiterhin auch für Chlorid und unter Umständen sogar für Natrium (Abbildung 37), die in der Regel überwiegend aus Aerosolen stammen und auf Laubblättern einen geringeren Anteil haben als auf Nadeln von Fichte und Kiefer. Natrium gilt als das Ion mit der geringsten Kronenrauminteraktion (Ulrich, 1983), während Chlorid auch Pflanzennährstoff ist (Wege et al., 2017). Den höchsten Anteil dieser beiden Ionen findet sich auf den Kiefernnadeln des Standorts Augustendorf (Na und Cl, zusammen 37 %) und den Buchenblättern aus Bornhöved (26 %), den mit jeweils etwa 50 km Entfernung zur Küste meernächsten Standorten.

Ähnliche Beobachtungen wie zwischen Nadeln und Laubblättern lassen sich beim paarweisen Vergleich zwischen jüngeren und älteren Nadeln desselben Zweigs machen (Abbildung 38). Gegenüber den jüngsten Nadeln kommt es auf den älteren Nadeln zur Abnahme des relativen Nitrat- und des Säuregehalts, sowie einem Anstieg des Kaliumanteil. Allerdings kommt es nicht zum Anstieg der Magnesium- und Calciumanteile wie auf Laubblättern, sondern vielmehr erhöht sich deutlich der Ammoniumanteil. Geht man davon aus, dass die verschiedenen Nadeljahrgänge am selben Zweig in gleichem Maß von Partikeldeposition betroffen sind, so zeigen sich in diesen Unterschieden ebenfalls unterschiedliche Kronenraum-Interaktionen. Es ist zu vermuten, dass sich Säureabpufferung und Nitrataufnahme mit zunehmendem Alter verstärken.

Um die Interaktion der deponierten Aerosole mit den Bäumen zu beurteilen, ist eine detailliertere Diskussion auch einzelner Perioden und Standorte erforderlich. Das sehr trockene Jahr 2022 führte an allen Standorten zu deutlichen physiologischen Reaktionen, insbesondere erkennbar an stark abgesenkten Werten des Blattwasserpotentials am Turgorverlustpunkt (π_{TLP}), sowie erhöhten Werten von $\delta^{13}\text{C}$, die auf länger anhaltenden Stomataschluss hindeuten. Besonders stark war der Fichtenbestand Holzland betroffen, der 2022 nur unter 80 % des mit 588 mm ohnehin geringen mittleren Niederschlags erhielt und so geschwächt durch Fichtenborkenkäfer-Befall am Ende des Sommers 2022 abstarb und gefällt wurde.

Sowohl π_{TLP} , als auch $\delta^{13}\text{C}$ werden zusammen durch den Wasserstatus im Boden und das Sättigungsdefizit der Atmosphäre bestimmt. Aufgrund neuerer Untersuchungen kann davon ausgegangen werden, dass Pflanzen die Aerosoldeposition hygroskopischer Partikel als Verstärkung dieses Sättigungsdefizits wahrnehmen (Chi et al., 2023). Eine solche Verstärkung

durch Aerosole ist für den Fichtenstandort Holzland jedoch nicht zu erkennen, vielmehr war 2022 der $g_{\min}$ -Wert an diesem Standort besonders niedrig. Ein direkter Einfluss von Aerosolen ist also in diesem Fall nicht nachzuweisen.

Zusammenfassend ist zu den Ergebnissen der Partikeldeposition zu sagen:

- ▶ Insgesamt scheint die mittlere Partikeldeposition im Untersuchungsbereich relativ gering.
- ▶ Eine Zunahme der Aerosolkonzentrationen auf Blättern und Nadeln konnte anhand der abgewaschenen Ionen weder im Jahresverlauf noch mit dem Nadelalter statistisch belegt werden. Im Gegenteil waren bei der ersten Probenahme im Jahr für Buche, Kiefer und vor allem Eiche die Aerosolkonzentrationen am höchsten. Möglicherweise spielt hier die geringe Abwaschbarkeit von Aerosolen durch Deliqueszenz, Umkristallisation und Bildung von Salzkrusten eine Rolle, oder die Aufnahme als Teil der KRI.
- ▶ Unterschiedliche Verteilungsmuster der Ionen auf verschiedenen Baumarten am gleichen Standort zeigen, dass es nach der Partikeldeposition auf Blätter und Nadeln zur Interaktion der Substanzen im Kronenraum kommt. Insbesondere kommt es verstärkt bei den Laubblättern zur Abpufferung von Säure durch basische Kationen aus dem Blatt sowie zur Aufnahme von Stickstoff über das Blatt. Auch beim Vergleich zwischen jüngeren Nadeln und älteren Nadeln derselben Zweige von Kiefer und Fichte zeigen sich Unterschiede im Verteilungsmuster, wobei die Älteren besser Säure abpuffern und Kalium abgeben sowie Nitrat aufzunehmen scheinen.

Eine tendenzielle Zunahme von $g_{\min}$ im Jahresverlauf mit ausschließlich zunehmenden oder gleichbleibenden Werten ergab sich für Buchen und Fichten sowie mit einer Ausnahme bei Eichen. Wang et al. (2024a) fanden nach vollständiger Blattentwicklung bei den meisten Laubbäumen einen sehr stabilen $g_{\min}$ -Wert im Jahresverlauf, allerdings war dies auch sehr artabhängig. In der Literatur wurde verschiedentlich eine Akkumulation auf der Blattoberfläche von verschiedenen Pflanzenarten im Verlauf des Jahres gezeigt (Neinhuis und Barthlott, 1998; Wang et al., 2013). Eine zunehmende Akkumulation von Feinstaubpartikeln auf der Blattoberfläche im Jahresverlauf ist deshalb als einer der wahrscheinlicheren Gründe für den $g_{\min}$ -Anstieg anzunehmen, ließ sich anhand der Daten jedoch nicht nachweisen. Mögliche Ursachen sind eine Krustenbildung oder die Blattaufnahme, was beides mit verringerter Abwaschbarkeit einhergeht.

Die Nadeljahrgänge zeigen keine signifikante Zunahme des $g_{\min}$ -Werts bei älteren Nadeln, während in der Literatur ein Anstieg des $g_{\min}$ bei älteren Nadeln wiederholt beschrieben wurde (Heinsoo und Koppel, 1998; Duursma et al., 2019), ebenso wie ein Zusammenhang zwischen Partikelverschmutzung und Wasserverlust (Huttunen et al., 1981; Takamatsu et al., 2001). Als mögliche Gründe für die Zunahme wurde zum einen eine mögliche Zunahme der cuticulären Leitfähigkeit genannt, durch die Exposition mit Wind, Regen und anderen abrasiven Stoffen (Hoad et al., 1992), die zu Verletzungen der Oberfläche führen, und dadurch die Leitfähigkeit und somit den Wasserverlust erhöhen können. Eine andere Möglichkeit ist, dass die Leitfähigkeit durch die Stomata erhöht wird (Jordan und Brodribb, 2007), hierfür können die hygroskopischen Partikel und die Ausbildung der HAS verantwortlich sein.

Im Vergleich zwischen den Beprobungsjahren wurden bei allen Baumarten höhere oder gleiche $g_{\min}$ -Werte in 2023 als in 2022 gefunden. Die $g_{\min}$ -Werte 2021 waren bei Buche, Eiche und Fichte höher als 2022. Allerdings waren die $PM_{2,5}$ -Werte an allen Standorten (außer Conventwald) in 2022 höher als in 2023 (Abbildung 39). Die $g_{\min}$ -Werte wurden also auch durch andere Parameter beeinflusst, so könnte die Cuticula durch den vermehrten Regen in 2023 (Abbildung 41) durchlässiger geworden sein.

Zusammenfassend lässt sich zum $g_{\min}$ sagen:

- Es zeigt sich häufig, aber nicht durchgängig eine Zunahme der $g_{\min}$ -Werte im Jahresverlauf, was möglicherweise mit einer Akkumulation von Partikeln begründet werden könnte. Der Nachweis einer Akkumulation der Partikel auf den Blattoberflächen im Jahresverlauf konnte aus den Daten der abgewaschenen Partikel nicht erbracht werden.
- Es gibt keine Zunahme des $g_{\min}$ mit dem Nadelalter, was ebenfalls gegen die vorangegangene Hypothese spricht (siehe 1.4).

Der zweite ökophysiologische Indikatorwert für Trockenheitstoleranz, der π_{TLP} -Wert, steht für eine aktive Anpassung an die Trockenheit durch die Pflanze. Er ist also anders als der $g_{\min}$ -Wert keine rein physikalische Größe und wird stärker auch von physiologischen Abläufen der Pflanze beeinflusst. Die osmotisch aktiven Substanzen, die ihn bestimmen, werden von der Pflanze als Reaktion auf Wassermangel gebildet. Wassermangel in der Pflanze wird bestimmt durch den Bodenwassergehalt und das atmosphärische Sättigungsdefizit. Letzteres kann durch Aerosoldeposition verstärkt werden. Eine genauere Interpretation der π_{TLP} -Werte in Bezug auf das atmosphärische Sättigungsdefizit setzt daher Kenntnisse über den Wasserzustand des Bodens voraus. Das Bodenwasserpotential wird als Teil des Monitorings auf den Level-II-Flächen anhand von Tensiometern bestimmt. Es stellte sich jedoch heraus, dass diese in vielen Fällen unter sehr trockenen Bedingungen, wie sie hier relevant sind, technische Limitierungen haben. Damit kann der Bodenwasserzustand nicht beschrieben werden und dessen Einfluss auf den π_{TLP} nicht von der atmosphärischen Dürre unterschieden werden. Teilweise zeigen sich allerdings Trends, die im Folgenden diskutiert werden.

Die Eichen und Buchen zeigen teilweise einen abfallenden π_{TLP} -Wert im Jahresverlauf. Bei einigen Beprobungen verändern sich die π_{TLP} -Werte allerdings auch nicht. Dies könnte ein Hinweis auf eine Akkumulation von Partikeln auf der Blattoberfläche sein, der Trockenstress in den Pflanzen auslöst und somit eine Anpassung an diese Trockenheit durch eine Verringerung des π_{TLP} -Wert in der Pflanze auslöst. Bei Eiche findet sich die Verringerung des π_{TLP} -Wert im Jahresverlauf beispielsweise nur in 2022, in 2023 ist diese nicht zu erkennen. Dies deutet darauf hin, dass der geringere Niederschlag in 2022 den geringeren π_{TLP} beeinflusst haben könnte (Abbildung 41). Dieser Effekt ist bei Buche allerdings nicht zu erkennen. In beiden Jahren zeigt sich ein Abfall des π_{TLP} -Werts im Jahresverlauf in 4 von 6 Standorten. Ein Abfall des π_{TLP} im Jahresverlauf wird in der Literatur für verschiedene Arten beschrieben (Bowman und Roberts, 1985; Bartlett et al., 2014, Sorek et al., 2021), teilweise wird dies aber auch anders berichtet (Kunert, 2025).

Bei den π_{TLP} -Werten der Kiefern und Fichten gibt es tendenziell einen Anstieg von Frühsommer bis Spätsommer und dann einen Abfall zum Winter hin. Dies ist allerdings ebenfalls nicht bei allen Standorten zu beobachten. Die saisonale Anpassung bei Nadelbäumen wurde auch schon in der Literatur beschrieben (Colombo und Teng, 1992). Hier wurden bei *Picea glauca* (Weiß-Fichte) die höchsten Werte Ende Mai bis Juni und die niedrigsten in der vegetationsfreien Zeit von November bis März mit einem Tiefpunkt im Februar gemessen. Die geringeren π_{TLP} -Werte im Winter sind vermutlich eine Anpassung an kalte Temperaturen, da eine geringe Bodentemperatur den Widerstand bei der Wasseraufnahme erhöht (Pavel und Fereres, 1998).

Des Weiteren verhalten sich Kiefer und Fichte eher isohydrisch und Buche und Eiche eher anisohydrisch (Walther et al., 2024). Isohydrische Pflanzen schließen ihre Stomata bei Trockenstress schneller, um einen Wasserverlust zu verhindern. Nachteilig ist hierbei, dass durch den Stomatanschluss die CO_2 -Aufnahme verhindert wird und deshalb die Photosyntheseaktivität eingeschränkt werden muss. Die anisohydrischen Pflanzen lassen die

Stomata bei Wasserstress hingegen länger offen, was dazu führt, dass sie weiterhin Photosynthese betreiben können, der Wasserverlust aber deutlich höher ist. Die Verringerung des π_{TLP} im Sommer bei Eiche und Buche könnte also bei größerem Trockenstress durch ihr anisohydrisches Verhalten ausgelöst werden. Bei Kiefer und Fichte verringert sich der π_{TLP} im Verlauf des Sommers eher nicht, weil sie durch ihr isohydrisches Verhalten mehr Wasser sparen und dadurch weniger Trockenstress erfahren.

Höhere π_{TLP} -Werte in 2023 als in 2022 lassen sich ebenfalls eher mit dem erhöhten Niederschlag in 2023 (Abbildung 41) erklären als mit Unterschieden in der Partikelablagerung. Da 2023 feuchter als 2022 war, hatten die Pflanzen weniger Trockenstress und somit höhere π_{TLP} -Werte.

Zusammenfassend lässt sich zum π_{TLP} sagen:

- Gefundene Unterschiede in den π_{TLP} -Werten lassen sich eher auf die Wasserverfügbarkeit im Boden zurückführen, Zusammenhänge zu den Partikeln lassen sich anhand dieser Daten nicht feststellen.

Die $\delta^{13}C$ -Werte zwischen den Licht- und Schattenproben unterscheiden sich. Wie auch in der Literatur beschrieben, haben die Lichtproben signifikant höhere $\delta^{13}C$ -Werte (Duursma und Marshall, 2006; Koyama et al., 2021). Die Gründe hierfür werden in der Literatur immer noch diskutiert und vermutlich haben verschiedene Faktoren Einfluss. Eine Begründung könnte die hydraulische-Limitations-Hypothese sein (siehe 1.2.4; Koyama et al., 2021). Duursma und Marshall (2006) fanden eine höhere Photosyntheseleistung bei Lichtästen, die durch die Lichtintensität induziert wird. Außerdem gibt es einen früheren Stomatasschluss von Lichtästen und länger geschlossene Stomata (Niinemets et al., 2004). Dies führt zu höheren $\delta^{13}C$ -Werten in Lichtästen. Da das CO_2 in der Photosynthese verbraucht, aber weniger durch die Stomata nachgeliefert wird, steigt der Anteil von ^{13}C in der Zelle und wird anteilig mehr eingebaut (Niinemets et al., 2004; Duursma und Marshall, 2006).

Ein weiterer Grund für früheren Stomatasschluss bei Lichtästen könnten abgelagerte hygroskopische Partikel sein, die durch die Ausbildung von HAS den Trockenstress in diesen Blättern erhöhen. Für Fichten wird diese Möglichkeit dadurch unterstützt, dass bei den Lichtästen höhere g_{min} -Werte als bei den Schattenästen gemessen wurden.

Die $\delta^{13}C$ -Werte bei dem ersten Nadeljahrgang von Kiefern waren in 2022 signifikant höher als die des zweiten Nadeljahrgangs. Dieser Effekt ist bei Fichte nicht signifikant. Allerdings wurden höhere $\delta^{13}C$ -Werte für diesjährige Nadeln (Nadeljahrgang 1) bereits in der Literatur beschrieben. Tang et al. (2019a) nennt als möglichen Grund höhere Photosyntheseraten von jüngeren Nadeln.

Zusammenfassend lässt sich zu den $\delta^{13}C$ -Werten sagen:

- Unterschiede in den $\delta^{13}C$ -Werten lassen sich ebenfalls nicht direkt mit der Partikeldeposition in Verbindung bringen und werden in der Literatur eher durch unterschiedliche Photosyntheseraten erklärt.

Die ersten Nadeljahrgänge hatten höhere $\delta^{15}N$ -Werte als die älteren Nadeljahrgänge. In der Literatur wird dies mit einer erhöhten physiologischen Aktivität der jungen Nadeln begründet (Gebauer und Schulze, 1991; Couto-Vázquez und González-Prieto, 2010).

Die Standorte zeigen über die Beprobungsjahre recht stabile $\delta^{15}N$ -Werte. Am Großen Eisenberg wurden im Mittel für alle Standorte bei allen Baumarten die höchsten $\delta^{15}N$ -Werte gemessen ($-2,73 \pm 0,05 \text{ ‰}$). Dies würde eigentlich auf einen höheren NO_3^- -Eintrag hinweisen, allerdings zeichnen die Depositionsangaben in Abbildung 40 einen besonders hohen NH_4^+ -Eintrag in 2021

ab. Ein insgesamt hoher N-Eintrag kann ebenfalls zu höheren $\delta^{15}\text{N}$ -Werten in Blättern führen (Emmett et al., 1998; Liu et al., 2024). Dies passt auch gut dazu, dass sehr geringe Blatt $\delta^{15}\text{N}$ -Werte bei Britz ($-7,89 \pm 0,06 \text{ ‰}$), Beerenbusch ($-6,96 \pm 0,05 \text{ ‰}$) und Fünfeichen ($-7,28 \pm 0,05 \text{ ‰}$) gemessen wurden und es auch hier im Vergleich geringere N-Einträge gab (Abbildung 40). Vallano und Sparks (2013) fanden eine positive Korrelation zwischen NO_2 -Einträgen über die Atmosphäre und $\delta^{15}\text{N}$ -Werten im Blatt, aber auch eine starke Abhängigkeit zu Boden $\delta^{15}\text{N}$ -Werten, diese war ebenfalls abhängig von der untersuchten Baumart.

Zusammenfassend lässt sich zu den $\delta^{15}\text{N}$ -Werten sagen:

- Unterschiede in den $\delta^{15}\text{N}$ -Werten sind stark Standort abhängig. Was vermuten lässt, dass sie von der im Boden verfügbaren N-Zusammensetzung abhängen, ebenfalls kann der N-Eintrag über die Luft die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte beeinflusst haben.

Die Kontaktwinkel von Eiche und Buche sind jeweils auf den Blattoberseiten geringer als auf den Blattunterseiten. Dieser Effekt wird in der Literatur für viele Arten beschrieben (Papierowska et al., 2018). Gründe hierfür können unterschiedliche chemische Zusammensetzungen der Ober- und Unterseite sein, sowie die stärkere Exposition der Blattoberseite zu den Elementen.

Die älteren Nadeljahrgänge haben sowohl bei Kiefer als auch bei Fichte niedrigere Kontaktwinkel als die jüngeren Nadeljahrgänge; auch dies wurde in der Literatur wiederholt berichtet (Boyce et al., 1991; Sase et al., 2008). Es ist sehr wahrscheinlich, dass eine Belegung mit hygroskopischen Aerosolen ein Hauptgrund dafür ist.

Die saisonalen Veränderungen der Kontaktwinkel sind nicht für alle Baumarten gleich. Die Eichen zeigen gar keine signifikanten Unterschiede zwischen den Beprobungszeitpunkten. Die Kontaktwinkel der Buchen haben an den meisten Standorten geringere Werte im Spätsommer als im Frühsommer oder Sommer. Es zeigt sich bei ihnen also eine Abnahme des Kontaktwinkels im Jahresverlauf. Bei den Kiefern gibt es keine signifikanten Unterschiede der Kontaktwinkel im Vergleich den Beprobungszeitpunkte in 2022. In 2023 steigt der Kontaktwinkel der Kiefernproben im Jahresverlauf bei 4 von 6 Standorten an. Bei den Fichtenproben steigt der Kontaktwinkel bei von Sommer bis Spätsommer an und nimmt dann von Spätsommer nach Winter wieder ab.

Neinhuis und Barthlott (1997) finden einen abnehmenden Kontaktwinkel und zunehmende Partikelmasse im Jahresverlauf für Eiche. Bei Buche verändert sich der Kontaktwinkel im Jahresverlauf allerdings nach ihren Untersuchungen kaum. Sie nennen als Gründe für die unterschiedliche Benetzbarkeit hauptsächlich die chemische Zusammensetzung der Oberfläche. Für die Arten *P. acerifolia*, *S. japonica* und *C. deodara* wurde in Wang et al. (2013) ebenfalls eine negative Korrelation zwischen Kontaktwinkel und Partikelmenge auf den Blattoberflächen gefunden. Die Kontaktwinkel nahmen im Jahresverlauf ab und die Partikelmengen zu. Die Unterschiede in der Benetzbarkeit zwischen den Arten werden auf Unterschiede im epicuticulären Wachs, Trichome, und Mikrostrukturen der epidermalen Zellen zurückgeführt, welche ebenfalls die Menge der Partikeldeposition beeinflusst.

Kontaktwinkelreduktionen bei Buche im Jahresverlauf und bei den Nadelbäumen mit zunehmenden Nadelalter könnten also mit einer Akkumulation von Partikeln auf der Blattoberfläche zusammenhängen. Saisonale Veränderungen der Kontaktwinkel bei Kiefer und Fichte, zeigen allerdings multiple Einflussfaktoren auf die Kontaktwinkel.

Es gibt nur an wenigen Standorten Unterschiede zwischen den Beprobungsjahren 2022 und 2023. Bei einigen Beprobungen sind die Kontaktwinkel in 2022 größer (Buche: Spätsommer Bornhöved; Kiefer: Sommer und Spätsommer Britz; Fichte: Großer Eisenberg) und an manchen in 2023 (Buche: Frühsommer Kranzberg, Spätsommer Conventwald und Solling; Kiefer: Winter

Augustendorf). Dies zeigt, dass es lokale Einflüsse gibt, die an einzelnen Standorten die Kontaktwinkel beeinflussen. Neben den schon genannten Einflüssen könnte hier beispielsweise auch die Mikroflora auf dem Blatt die Kontaktwinkel beeinflusst haben (Knoll und Schreiber, 2000).

Zusammenfassend lässt sich zu den Kontaktwinkeln sagen:

- Mit Ausnahme von Frühsommer bei den Fichten haben ältere Nadeljahrgänge bei den Koniferen geringere Kontaktwinkel. Dies könnte ein Hinweis auf eine höhere Partikelbelegung sein, allerdings kann dies nicht bei den abgewaschenen Partikeln gezeigt werden.

In der Hauptkomponentenanalyse werden durch die ersten beiden Hauptkomponenten nur etwa 46 % der Varianz erklärt. Mit 5 Hauptkomponenten werden dagegen 91 % der Varianz erklärt. Hierbei sind $g_{\min}$, π_{TLP} , Kontaktwinkel, $\delta^{13}\text{C}$ und $\delta^{15}\text{N}$ die wichtigsten und wurden deshalb auch ausführlich in diesem Bericht analysiert. Die Faktoren Leitfähigkeit, Ammonium, Nitrat und Sulfat erklären dagegen nur einen geringen Prozentsatz der Varianz im Datensatz.

Kronenrauminteraktion

Beim Vergleich von $g_{\min}$ mit den wichtigsten analysierten Inhaltsstoffen der Waschlösungen von Blättern und Nadeln waren 32 von insgesamt 40 gebildeten Korrelationskoeffizienten (vier Baumarten, neun Ionen sowie elektrische Leitfähigkeit; Tabelle 3) signifikant, ein bemerkenswert hoher Anteil von 80 %. Es handelt sich um unabhängige Messungen von $g_{\min}$ und den Ionen, einzig die elektrische Leitfähigkeit ist von Ionenkonzentrationen abhängig und spiegelt deren separate Leitfähigkeiten wider. Auch für den Turgorverlustpunkt π_{TLP} gibt es etliche signifikante Korrelationen mit den Inhaltsstoffen der Waschlösungen, wenn auch mit 17 von 40 beziehungsweise 43 % deutlich weniger als bei $g_{\min}$ (Tabelle 4).

Auch wenn dies zunächst noch nichts über Mechanismen aussagt, legt die hohe Anzahl signifikanter Korrelationen zwischen den chemischen Inhaltsstoffen der Waschlösungen einerseits und $g_{\min}$ sowie π_{TLP} andererseits das Vorhandensein ursächlicher Zusammenhänge nahe, wie sie grundsätzlich in der Ausgangshypothese formuliert sind und wonach in dieser Studie gesucht wurde.

Da, nach der Ausgangshypothese vermehrte Aerosoldeposition einen $g_{\min}$ -Anstieg bewirkt, sollte man bei höherem $g_{\min}$ höhere Aerosolkonzentrationen auf den Blättern erwarten. Die Mehrzahl der signifikanten Korrelationen mit $g_{\min}$ war jedoch negativ, was bedeutet, dass bei erhöhtem $g_{\min}$ weniger Inhaltsstoffe in den Waschlösungen vorhanden waren. Am stärksten war dies für Eiche und Fichte ausgeprägt, wo jeweils neun von zehn Inhaltsstoffen (inkl. Leitfähigkeit) negativ mit $g_{\min}$ korreliert waren; im Falle von Buche waren es fünf negative und eine positive Korrelation, im Falle von Kiefer drei negative und fünf positive Korrelationen.

Andererseits ist die in dieser Arbeit postulierte Erhöhung von $g_{\min}$ durch Aerosoldeposition gleichbedeutend mit einer Erhöhung der Leitfähigkeit für Transporte durch die Blattoberfläche hindurch. Diese erhöhte Leitfähigkeit kann grundsätzlich in beide Richtungen wirksam sein, so dass nicht nur der durch $g_{\min}$ verursachte Wasserverlust bei geschlossenen Stomata, sondern auch umgekehrt die Aufnahme von Wasser beeinflusst werden kann. Die Aufnahme von Wasser über Blätter und Nadeln (*foliar water uptake*, FWU) wurde in der Literatur lange Zeit als irrelevant oder unmöglich vernachlässigt. Erst in den letzten 20 Jahren fand nennenswerte Forschung dazu statt und mittlerweile ist das Phänomen für über 200 Arten nachgewiesen (Berry et al., 2019). Als mögliche Aufnahmepfade gelten Cuticula, Hydathoden, Trichome und nicht zuletzt die Stomata. Für Buchenblätter wurde kürzlich mithilfe von Deuteriums-Isotopen

nachgewiesen, dass durch Aerosoldeposition nicht nur $g_{\min}$, sondern auch FWU verstärkt wird (Koch et al., 2025).

Geschieht die Erhöhung der Leitfähigkeit schnell und effektiv genug, so ist es denkbar, dass mit dem in das Blatt eintretenden Wasser auch die abgelagerten Ionen von der Oberfläche verschwinden und nicht mehr abwaschbar sind. Da in diesem Fall erhöhtes $g_{\min}$ der Auslöser für verstärkte Aufnahme ist, sind negative Korrelationen mit den Ionen ein mögliches Ergebnis. Damit wird deutlich, dass der Effekt von Aerosoldeposition auf Blättern und Nadeln nicht notwendig zu einer positiven Korrelation zwischen $g_{\min}$ und Ionenkonzentration führen muss, sondern dass vielmehr signifikant negative Korrelationen ebenfalls ursächlich und mechanistisch erklärbar durch Aerosoldeposition bewirkt werden können. Als Ergebnis konkurrierender Prozesse von Blattaufnahme, Ionen-Austauschprozessen und unreaktivem Verweilen der Ionen ist der entstehende Netto-Effekt vermutlich abhängig von der jeweiligen Ionen- und Baumart. Der jeweils zum Zeitpunkt der Probennahme erkennbare Stand ergibt sich aus deren vorangegangenen Zusammenspiel mit den Umweltparametern und beschreibt die aktuelle Ausbildung der Leitfähigkeit und damit vermutlich von HAS.

Für die Interpretation der sich bei den Probenahmen jeweils ergebenden Momentaufnahmen können die Erfahrungen aus Kronenraumbilanz-Studien relevant sein, auch wenn deren Erkenntnisse im Unterschied zum hier verwendeten Verfahren mithilfe passiven Abwaschens durch Regen gewonnen wurden. So ist die hier gemachte Beobachtung sinnvoll, dass für alle vier Baumarten die Ionen H_3O^+ , NO_3^- und SO_4^{2-} signifikant negativ mit $g_{\min}$ korreliert waren. Das Abpuffern von H_3O^+ und die Aufnahme von Nitrat im Kronenraum sind in einer Vielzahl von Kronenraumbilanzen beschrieben (Wang, et al., 2024b; Gessler et al., 2002; Lindberg et al., 1986) und gelten hier für die mit dem Abwaschverfahren erzielten Ergebnisse vermutlich analog.

Eine systematische Aufschlüsselung der durch Aerosoldeposition als auch $g_{\min}$ -Anstieg verursachten Prozesse (Aerosoldeposition; Kronenrauminteraktion mit *leaching*, Aufnahme, Ionen-Austausch sowie mikrobielle Umsetzung) ist dagegen dort am besten möglich, wo diese Prozesse möglichst getrennt und zeitlich gestreckt ablaufen. Dazu ist der erste sinnvolle Ansatzpunkt die Betrachtung der Natrium-Ionen. Während bestimmte Ionen teilweise auch durch Spurengasdeposition (z.B. NH_3 löst sich im Benetzungswasser und wird zu NH_4^+) oder *leaching* auf die Blattoberfläche (K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}) gelangen können, während andere Ionen zwischenzeitlich gepuffert (H_3O^+), als Nährstoffe ins Blatt aufgenommen (NO_3^-) oder durch mikrobielle Umsetzung in der Phyllosphäre verändert (z.B. Nitrifikation von Ammonium) werden können, erfolgt die Deposition von Natrium-Ionen nur in Partikelform. Natrium-Ionen sind im Vergleich zu anderen Ionen nur wenig durch Kronenraum-Interaktion beeinflusst und gelten daher auch bei der Kronenraumbilanz (Ulrich, 1983) als verlässlichstes Ion zur Beschreibung der trockenen Deposition von Aerosolen (siehe 1.2.6).

Der zweite sinnvolle Ansatzpunkt ist die Betrachtung der Kiefer, da diese Baumart im Vergleich zu den anderen Arten am stärksten von Partikeldeposition (Saebo et al., 2012) und als Nadelbaum weniger als Laubbäume von Austauschprozessen über die Blattoberfläche betroffen ist (Wang et al., 2024b; siehe 1.2.6).

Tatsächlich wurde auf Kiefernnadeln über alle Standorte und Jahreszeiten hinweg eine positive Korrelation zwischen der Konzentration von Natrium-Ionen und $g_{\min}$ beobachtet (Tabelle 3). Dies ist eine direkte Unterstützung der Ausgangshypothese, dass HAS durch vermehrte Aerosoldeposition gefördert und deshalb die Trockentoleranz reduziert wird. Für die Kiefernnadeln war $g_{\min}$ außerdem, wie bereits erwähnt, negativ mit den Konzentrationen der H_3O^+ -, Nitrat- und Sulfat-Ionen korreliert. Die positiven Korrelationen von $g_{\min}$ mit den

Konzentrationen der K-, Ca- und Mg-Ionen entsprechen der häufig bei Kronenraumbilanzen in Wäldern gemachten Beobachtung, dass sich die Konzentrationen dieser „basischen Kationen“ im Bestandesniederschlag gegenüber dem Freilandniederschlag erhöhen. Dies wird in der Regel als Pufferreaktion im Ionentausch gegen Eingetragene und im Kronenraum verblieben H_3O^+ -Ionen gedeutet (Lovett und Lindberg, 1984). Auf Blattebene lässt sich dies mit Bezug zur hier überprüften Hypothese damit erklären, dass sich HAS bei verstärkter Aerosoldeposition (hier von der positiven $g_{\min}$ - Na-Korrelation angezeigt) stärker ausbildet, wodurch die H_3O^+ -Ionen verstärkt über die Stomata aufgenommen und gegen K-, Ca- und Mg-Ionen ausgetauscht werden. Die negativen Korrelationen zwischen $g_{\min}$ einerseits und den Konzentrationen von Nitrat- und Sulfat-Ionen andererseits lassen sich entsprechend durch die von verstärktem HAS ermöglichte, verstärkte Aufnahme dieser potentiellen Nährstoffe interpretieren.

Für die Kiefernadeln war $g_{\min}$ weder mit den Konzentrationen der Ammonium- noch der Chlorid-Ionen signifikant korreliert. Chlorid ist ein häufiges Begleit-Ion von Natrium, könnte aber aufgrund seiner physiologischen Funktionen (Wege et al., 2017) eher als das Natrium an Transportprozessen ins Blatt beteiligt sein und sich daher anders verhalten. Dass Ammonium von Waldbäumen nur wenig über das Blatt aufgenommen wird, liegt vermutlich zum sowohl an der schnellen Umsetzung in der Phyllosphäre (Guerrieri et al., 2024), als auch an seiner potentiellen Zelltoxizität bei hohen Konzentrationen (de Castro et al., 2022).

Während kürzlich von einem Anstieg von FWU bei Kiefernadeln mit steigendem Nadelalter und ebenso in Anwesenheit von Benetzungsmitteln berichtet wurde (Roth-Nebelsick et al., 2023), war in der vorliegenden Studie die Zunahme von $g_{\min}$ mit dem Alter der Kiefernadeln nicht signifikant. Es spricht aber für eine Verstärkung von HAS mit dem Nadelalter, dass sich die Korrelationen zwischen $g_{\min}$ und den Ionen H_3O^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} und Nitrat für die älteren Nadeln gegenüber den jüngeren jeweils verstärkten (Tabelle 8). Dagegen waren die Korrelationen zwischen $g_{\min}$ mit Sulfat (negativ) und Na (positiv) zwar bei den jüngeren Nadeln vorhanden, jedoch nicht mehr bei den älteren. Für Sulfat ist eine Erklärung schwierig, da abnehmende Aufnahme nicht mit zunehmendem HAS zusammenpasst. Es gibt für Sulfat den zusätzlichen Depositionspfad über gasförmiges SO_2 , und zu einem möglichen Sulfat-*leaching* aus Blättern gab es in den 1980er Jahren eine lange, letztlich unentschiedene Debatte (Lovett und Lindberg, 1984; Lindberg und Garten, 1988; Joslin und Wolfe, 1992; Cape et al., 1992). Aufgrund der seither stark zurückgegangenen atmosphärischen SO_2 -Konzentrationen und Schwefel-Einträge in Wälder kann jedoch eine zufriedenstellende Erklärung für die Unterschiede der Korrelationen zwischen $g_{\min}$ und Sulfat zwischen den Kiefern-Jahrgängen hier nicht gegeben werden.

Anders ist es im Falle von Natrium, dessen positive Korrelation mit $g_{\min}$ beim ersten Jahrgang vorhanden ist, beim zweiten Jahrgang aber verschwindet. Hier kann vermutet werden, dass beim zweiten Jahrgang das zusätzlich deponierte Natrium zwar weiterhin zusätzliches $g_{\min}$ erzeugt, aber seinerseits aufgrund der stärker ausgebildeten HAS nun schneller ins Blatt transportiert wird, so dass der Netto-Effekt zwischen $g_{\min}$ -Erhöhung durch HAS-Aufbau und Aufnahme ins Blatt bei den älteren Nadeln keine positive Korrelation mehr ergibt. Die gleiche Tendenz ist für die Fichtennadeln zu erkennen, wo sich Anzahl und Signifikanz der negativen Korrelationen mit zunehmendem Nadelalter verstärken, bis beim 3. Nadeljahrgang alle Ionen außer Natrium sowie die elektrische Leitfähigkeit negativ mit $g_{\min}$ korreliert sind (Tabelle 8). Diese Beobachtungen in Zusammenhang mit der Publikation von Roth-Nebelsick et al. (2023) könnten daher exemplarisch zeigen, wie HAS durch Aerosol zunächst aufgebaut wird und dann im Lauf der Zeit zu stärkerer Belegung und verstärktem FWU sowie verstärkter Aufnahme der meisten Ionen führt.

Der Grund, warum die Etablierung von HAS bei Kiefernadeln vergleichsweise langsam abläuft, könnte mit den anatomisch-morphologischen Besonderheiten zu tun haben. Die HAS-

Etablierung verläuft für jede einzelne Spaltöffnung vermutlich durch wiederholte Deliqueszenz- und Effloreszenz-Zyklen und als diffusiver, langsam fortschreitender Prozess. Daher dürften die zwei wichtigsten Parameter einerseits die Distanz zwischen Blattoberfläche und der substomatären Höhle sowie andererseits Frequenz und Ausmaß der Luftfeuchte-Fluktuationen sein (Burkhardt, 2010; Qazi et al., 2019). Bei den Kiefern ist zwischen Blattoberfläche und den eigentlichen Schließzellen eine fast abgeschlossene Vorkammer vorgelagert (Abbildung 43), so dass im Vergleich zu den anderen Baumarten der durch Diffusion zu überwindende Weg länger und die Luftfeuchtefluktuationen vermindert sind. Insgesamt ist bei Koniferennadeln und besonders bei jungen Kiefernadeln die Aufnahme für Wasser und Nitrat langsam, verglichen zu Laubbäumen (Roth-Nebelsick et al., 2023; Wang et al., 2024b).

Bei den jahreszeitlich späten Terminen von Eiche (Sommer und Spätsommer) sowie von Kiefer (Spätsommer) kam es auch zur negativen Korrelation zwischen $g_{\min}$ und Natrium nachdem bei den davor liegenden Probenahmetermenen jeweils noch positive Korrelationen (Tabelle 6 und 7) registriert worden waren. Dies spricht für sehr starke Etablierung von HAS durch eine so hohe Anzahl aktivierter Stomata, dass mit steigendem $g_{\min}$ immer mehr Natrium aufgenommen wird und immer weniger auf der Oberfläche bleibt und abgewaschen werden kann. Die Natrium-Aufnahme in die Blätter und Nadeln ist physiologisch für die Pflanze eher nachteilig und bedeutet auch eine Abweichung von der Annahme, dass Natrium an Kronenraum-Interaktion in keinem Fall teilnimmt. Allerdings ist diese Interpretation auf Basis der Entwicklung der Korrelationen von Natrium mit $g_{\min}$ insofern spekulativ, als dass sie weder für Eiche noch für Kiefer durch entsprechende Zunahmen von $g_{\min}$ selbst unterstützt wird.

Das Wasserpotential am Turgorverlustpunkt (π_{TLP}) wird anders als $g_{\min}$, nicht alleine von den atmosphärischen Verhältnissen, sondern auch den Bodenwasser-Verhältnissen bestimmt. Das Auftreten einer ganzen Reihe signifikanter Korrelationen von π_{TLP} mit den von den Blattoberflächen abgewaschenen Ionen ist daher ebenfalls sehr bemerkenswert, auch wenn nicht notwendigerweise eine Ursächlichkeit besteht. Bei π_{TLP} bedeuten stärker negative Werte höhere Konzentration osmotischer Substanzen und sind ein Zeichen von mehr Trockenstress. Eine negative Korrelation bedeutet daher, dass höhere Ionensummen stärkeren Trockenstress verursachen.

Über alle Probetermine hinweg waren für Kiefer, Fichte und Eiche höhere Konzentrationen von H_3O^+ , mit einem negativerem π_{TLP} korreliert (Tabelle 4) und für alle drei Baumarten waren diese Korrelationen zwischen niedrigerem pH-Wert und mit diesem Anzeichen verstärkten Wassermangels besonders später im Jahr zu bemerken. Für Buche trat eine solche signifikante Korrelation nur im Spätsommer auf, jedoch nicht auf das ganze Jahr gesehen (Tabelle 9 und 10). Kiefer und Fichte zeigten insgesamt auch negative Korrelationen mit Sulfat und Chlorid (Tabelle 4). Alle vier Baumarten zeigten jeweils an mindestens einem Beprobungszeitpunkt eine negative Korrelation mit H_3O^+ , Ammonium, Nitrat sowie Chlorid (Tabelle 9; Tabelle 10).

Auffällig war, dass über alle Probetermine hinweg die Buche als einzige Baumart nur positive Korrelationen mit π_{TLP} aufwies, während die anderen drei Baumarten jeweils nur negative Korrelationen mit π_{TLP} zeigten. Bei positiver Korrelation werden osmotische Substanzen zunehmend dann gebildet, wenn weniger Ionen abgewaschen werden können. Die Unterschiede insbesondere zur Eiche sind kaum zu erklären, zumal Eiche und Buche sich in Bezug auf $g_{\min}$ sehr ähnlich verhielten und auch physiologisch in Bezug auf die Wasserstrategie (beide sind anisohydrisch) keine bekannten Unterschiede bestehen. Gegebenenfalls kamen die Unterschiede durch unterschiedliche bodenbürtige Einflüsse zustande. Mit Ausnahme von Buche scheint der Zusammenhang zwischen Deposition und Akkumulation atmosphärischer Partikel und der osmotischen Anpassung sinnvoll und unterstützt prinzipiell ebenfalls die HAS-Hypothese. Durch vermehrte Deposition hygroskopischer Aerosole könnte die Verdunstungskopplung der Blätter

an das atmosphärische Sättigungsdefizit steigen und damit das Austrocknungspotential wachsen (Burkhardt et al., 2023).

Zusammenfassend lässt sich zu den Kronenrauminteraktionen sagen:

- ▶ Partikeldeposition und Kronenrauminteraktion werden im Blattabwaschverfahren beide erfasst, sind jedoch schwierig zu differenzieren, da sie parallel ablaufen.
- ▶ Ausgehend von Kiefer, wo im Vergleich zu den anderen Arten die Kronenrauminteraktion in geringerem Ausmaß und zeitlich verzögert stattfindet, lassen sich die Prozesse aufschlüsseln.
- ▶ Ein Einfluss von Aerosolpartikeln sowohl auf $g_{\min}$ als auch auf π_{TLP} damit auf die Trockenheitstoleranz der Bäume war über die Korrelationen zu den abgewaschenen Ionen erkennbar.

Gewächshausversuche zu Blattoberflächen

Zusätzlich zu dem Freilandversuch wurden bei Gewächshauspflanzen die epicuticulären Wachse von Kiefern und Fichten optisch mit den Rasterelektronenmikroskop, sowie chemisch mit der Gaschromatographie sowie Massenspektroskopie untersucht. Hierbei wurde die Fragestellung untersucht, wodurch bestimmte optische Veränderungen der Oberflächenstruktur bei den Nadelbäumen entstehen. Teilweise wurden flächige amorphe Oberflächenstrukturen in der Literatur (Turunen und Huttunen, 1990) mit verschmolzenen und degradierten Wachsen begründet, die oft im Zusammenhang mit Luftverschmutzung und natürlichen Alterungsprozessen der Nadeln einhergingen. Burkhardt schlug 2010 dagegen vor, dass es sich um deliqueszierte Salze handeln könnte, die auf den Blattoberflächen vorkommen, weil sich auf ihnen salzhaltige Aerosole absetzen.

Die optische Untersuchung der Nadeloberflächen mit dem Rasterelektronenmikroskop fand sowohl bei den Fichten- als auch bei den Kiefernadeln Stellen mit fein verzweigter Oberflächenstruktur (Abbildung 43 und 44, B, Quadrat) als auch Stellen die flächig amorph aussehen (Abbildung 43 und 44, B, Kreis). Diese ähneln sehr den Wachsverschmelzungen die in der Literatur gezeigt sind (Turunen und Huttunen, 1990). Allerdings sind sie ebenfalls den deliqueszierten Salzen, die von Burkhardt und Pariyar (2014) nachgewiesen wurden, sehr ähnlich.

Die Untersuchung zeigt nun, dass es keine Unterschiede zwischen den Gewächshausgruppen FA und AA sowie den untersuchten Nadeljahrgängen in der optischen Ausprägung der Oberflächenstruktur gibt. In allen Gruppen treten sowohl fein verzweigte Wachsstrukturen auf als auch flächige amorphe Strukturen auf. Das Vorkommen der flachen amorphen Strukturen in der FA-Gruppe zeigt, dass es sich hierbei nicht um deliqueszierte Salze handeln kann, da diese in aerosolfreier Umgebung nicht auf der Pflanzenoberfläche durch Aerosole abgelagert werden. Daraus muss daraus geschlossen werden, dass es sich hierbei tatsächlich um Wachse handelt, die möglicherweise verschmelzen, oder degradieren. Möglicherweise sehen sich verschmolzene Wachse und deliqueszierte Salze im Rasterelektronenmikroskop sehr ähnlich und es kann nur schwierig zwischen ihnen unterschieden werden.

Ein signifikanter Unterschied in den chemischen Analysen der Wachsmengen wurde zwischen den beiden Gewächshäusern nicht gefunden. Eine verringerte Wachsmenge hätte hierbei die Hypothese unterstützt, dass die Wachse degradieren, also weniger werden. Tatsächlich ist die Wachsmenge vor allem bei dem Hauptbestandteil 10-Nonacosanol sowohl bei Kiefer als auch bei

den Fichten tendenziell etwas niedriger in der AA-Gruppe als in der FA-Gruppe, aber nicht signifikant. Dieser mögliche Unterschied könnte in weiteren Untersuchungen mit einer höheren Probenanzahl genauer untersucht werden.

Zusammenfassend lässt sich zu den Ergebnissen der Gewächshausversuchen zur Herkunft der amorphen flachen Oberflächenstrukturen auf Kiefern und Fichten sagen:

- ▶ Flache amorphe Strukturen auf den Nadeloberflächen von Fichten und Kiefern kommen sowohl in einem Gewächshaus mit Umgebungsluft, als auch einem Gewächshaus mit gefilterter Luft ohne Aerosolpartikel vor. Deshalb können diese Strukturen zumindest im FA-Gewächshaus nicht auf das Vorkommen von deliqueszierten Salzen zurück zu führen sein, die durch Aerosole auf die Blattoberfläche gelangen.
- ▶ Die flachen amorphen Strukturen im FA-Gewächshaus kommen vermutlich durch verschmolzene oder degradierten Wachskomponenten zu Stande. Möglicherweise ist das optische Erscheinungsbild von deliqueszierten Salzen und verschmolzenen oder degradierten Wachsen sehr ähnlich.

4.1 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Im vorliegenden Projekt wurden die auf den Blattoberflächen abgelagerten Feinstaubpartikel mit den Trockentoleranz Parametern $g_{\min}$ und π_{TLP} in Verbindung gebracht.

Die Partikeldeposition hängt nicht nur von vielen umweltbedingten Faktoren ab, sondern auch von der Mikrorauigkeit der Blattflächen (siehe 0). In dieser bundesweiten Freilandstudie wurde die chemische Zusammensetzung des von Blättern und Nadeln abwaschbaren Feinstaubes untersucht. So wurde für alle vier untersuchten Baumarten die Menge der abgelagerten Partikel in Abhängigkeit vom Standort, von Kronenraumposition (Licht/Schatten), Beprobungsjahr sowie Blatt und Nadelalter ermittelt. Im Ergebnis wiesen die Proben eine breite Streuung auf und es war zunächst nicht möglich, die unterschiedlichen Gruppen in der Analyse zu systematisieren und Prozesse und Wirkungen konsistent aufzuzeigen. So ließen sich etwa entgegen den Erwartungen häufig keine Partikelzunahmen mit zunehmendem Alter von Blättern und Nadeln nachweisen. Für einige Ionen lag dies möglicherweise an den chemisch-analytischen Grenzen nahe der Nachweisgrenze; auch könnten Salzkrusten trotz optimierter Abwaschmethodik nicht vollständig von den Blattoberflächen gelöst worden sein. Im Zuge der Auswertung wurde jedoch zunehmend überzeugend deutlich, dass ein größerer Teil der Partikel nach der Ablagerung auf dem Blatt im Rahmen der Kronenrauminteraktion weiter verlagert und chemisch umgesetzt wurde. Dies ergab sich im Wesentlichen aus den sehr häufigen und engen Korrelationen zwischen den ionischen Konzentrationen im Abwaschwasser und dem Trockentoleranz-Parameter $g_{\min}$. Letzterer ist auch als Leitfähigkeit für die Blattwasser-Aufnahme interpretierbar und damit maßgeblich für die Blatt-Aufnahme derjenigen Ionen, die im Abwaschwasser nicht auffindbar sind. Die Bedeutung der Kronenrauminteraktion zeigte sich etwa auch in früheren Analysen, wo 30 – 35 % der im Kronendach eingetragenen Stickstoffverbindungen dort zurückgehalten wurden und nicht mit dem Bestandesniederschlag am Boden ankamen (Chiwa et al., 2003).

Die weitere Detektion und Aufschlüsselung der parallel ablaufenden Prozesse von Partikeldeposition und Kronenrauminteraktion aus den chemischen Analysedaten setzte bei Kiefer und Natrium an, welche jeweils als Baumart und als Ion am wenigsten von Kronenrauminteraktion beeinflusst sind.

- ▶ Für Kiefer ließ sich die Zunahme von $g_{\min}$ mit steigender Natriumdeposition anhand einer positiven Korrelation nachvollziehen. Das Verhalten der anderen Ionen auf den

Kiefernadeln entsprach weitestgehend ihrer aus Kronenraumbilanzen bekannten Kronenrauminteraktion.

- ▶ Die bei den anderen Baumarten ebenfalls sehr häufig (80 %) auftretenden, aber meist negativen Korrelationen mit den Ionenkonzentrationen im Abwaschwasser ließen sich unter der begründeten Annahme nachvollziehen, dass Partikeldeposition bei Buche, Eiche und Fichte im Vergleich zu Kiefer schneller zu HAS und damit verstärkter Kronenrauminteraktion führt.
- ▶ Auf diese Weise ist sowohl für $g_{\min}$ als auch, wenngleich weniger klar belegt, für π_{TLP} ein Zusammenhang mit den von den Blättern und Nadeln abwaschbaren Ionen erkennbar.
- ▶ Gemeinsam machen a) das sehr häufige Auftreten signifikanter Korrelationen zwischen beiden Parametern für Trockenheitstoleranz einerseits und den Konzentrationen der von Blättern und Nadeln abgewaschenen Ionen andererseits, sowie b) die auf der HAS-Hypothese basierenden mechanistischen Erklärungen einen generell vorhandenen Zusammenhang zwischen Aerosoldeposition und Trockenheitstoleranz sehr wahrscheinlich.

Damit belegt erstmals eine groß angelegte Freilandstudie das direkte Zusammenwirken von Aerosoldeposition und Wasserhaushalt von Waldbäumen. Es zeigte sich gegenüber der ursprünglichen Annahme der direkten Erkennbarkeit der Partikeldeposition ein starker Einfluss der Kronenrauminteraktion, der in zukünftigen Studien gezielter untersucht werden sollte.

Wenn Aerosoldeposition grundsätzlich den Wasserhaushalt von Waldbäumen beeinflusst, kann Luftverschmutzung grundsätzlich direkt zu Trockenschäden führen. Diese Interpretation wurde bislang in Waldschadensszenarien kaum in Erwägung gezogen. Vor dem Hintergrund exponentiell steigenden VPDs im Klimawandel sollte dies als mögliche Gefährdung selbst bei linear sinkender Luftverschmutzung nicht unberücksichtigt bleiben.

5 Quellenverzeichnis

- Adams, H. D.; MacAlady, A. K.; Breshears, D. D.; Allen, C. D.; Stephenson, N. L.; Saleska, S. R.; Huxman, T. E.; McDowell, N. G. (2010): Climate-induced tree mortality: Earth system consequences. In: *Eos*, 91(17), American Geophysical Union, Washington, S. 153–154, doi: 10.1029/2010EO170003
- Ahrends, B.; Schmitz, A.; Prescher, A. K.; Wehberg, J.; Geupel, M.; Andreae, H.; Meesenburg, H. (2020): Comparison of Methods for the Estimation of Total Inorganic Nitrogen Deposition to Forests in Germany. In: *Frontiers in Forests and Global Change*, 3, Frontiers, Switzerland, doi: 10.3389/ffgc.2020.00103
- Allen, C.D.; Macalady, A.K.; Chenchouni, H.; Bachelet, D.; McDowell, N.; Vennetier, M.; Kitzberger, T.; Rigling, A.; Breshears, D.D.; Hogg, E.H.; Gonzalez, P.; Fensham, R.; Zhang, Z.; Castro, J.; Demidova, N.; Lim, J.H.; Allard, G.; Running, S.W.; Semerci, A.; Cobb, N. (2010): A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. In: *Forest Ecology and Management*, 259, Elsevier, Amsterdam, S. 660–684, doi: 10.1016/j.foreco.2009.09.001
- Anderegg, W. R. L.; Anderegg, L. D. L.; Huang, C. Y. (2019): Testing early warning metrics for drought-induced tree physiological stress and mortality. In: *Global Change Biology*, 25, Wiley-Blackwell, Hoboken, S. 2459–2469, doi: 10.1111/gcb.14655
- Andjelkovic, V. [Hrsg.]. (2018): Plant, abiotic stress and responses to climate change. InTech Open, London, doi: 10.5772/intechopen.69916
- Andreae, M. O. (2007): Aerosols before pollution. In: *Science*, 315(5808), American Association for the Advancement of Science, Washington, S. 50–51, doi: 10.1126/science.1136529
- Anfodillo, T.; di Bisceglie, D. P.; Urso, T. (2002): Minimum cuticular conductance and cuticle features of *Picea abies* and *Pinus cembra* needles along an altitudinal gradient in the Dolomites (NE Italian Alps). In: *Tree Physiology*, 22(7), Oxford University Press, Oxford, S. 479–487, doi: 10.1093/treephys/22.7.479
- Arand, K.; Stock, D.; Burghardt, M.; Riederer, M. (2010): pH-dependent permeation of amino acids through isolated ivy cuticles is affected by cuticular water sorption and hydration shell size of the solute. In: *Journal of Experimental Botany*, 61, Oxford University Press, Oxford, S. 3865–3873, doi: 10.1093/jxb/erq193
- Arnold, A. E.; Engelbrecht, B. M. J. (2007): Fungal endophytes nearly double minimum leaf conductance in seedlings of a neotropical tree species. In: *Journal of Tropical Ecology*, 23(3), Cambridge University Press, Cambridge, S. 369–372, doi: 10.1017/S0266467407004038
- Aryal, B.; Neuner, G. (2010): Leaf wettability decreases along an extreme altitudinal gradient. In: *Oecologia*, 162(1), Springer Nature, Berlin, S. 1–9, doi: 10.1007/s00442-009-1437-3
- Backhaus, K.; Erichson, B.; Plinke, W.; Weiber, R. (2011): *Multivariate Analysemethoden – Eine Anwendungsorientierte Einführung*. 13. Auflage, Springer Nature, Berlin, S. 90
- Baker, E. A.; Hunt, G. M. (1986): Erosion of waxes from leaf surfaces by simulated rain. In: *New Phytologist*, 102(1), Wiley-Blackwell, Hoboken, S. 161–173, doi: 10.1111/j.1469-8137.1986.tb00807.x
- Balestrini, R.; Arisci, S.; Brizzio, M.C.; Mosello, R.; Rogora, M.; Tagliaferri, A. (2007): Dry deposition of particles and canopy exchange: Comparison of wet, bulk and throughfall deposition at five forest sites in Italy. In: *Atmospheric Environment* 41, Elsevier, Amsterdam, S. 745–756, doi: 10.1016/j.atmosenv.2006.09.002
- Banks, J. M.; Hiron, A. D. (2019): Alternative methods of estimating the water potential at turgor loss point in *Acer* genotypes. In: *Plant Methods*, 15(1), Springer Nature, Berlin, S. 10–15, doi: 10.1186/s13007-019-0410-3
- Barthlott, W.; Neinhuis, C. (1997): Purity of the sacred lotus, or escape from contamination in biological surfaces. In: *Planta* 202, Springer Nature, Berlin, S. 1–8, doi: 10.1007/s004250050096

- Bartlett, M. K.; Scoffoni, C.; Ardy, R.; Zhang, Y.; Sun, S.; Cao, K.; Sack, L. (2012a): Rapid determination of comparative drought tolerance traits: Using an osmometer to predict turgor loss point. In: *Methods in Ecology and Evolution*, 3(5), British Ecological Society, London, S. 880–888, doi: 10.1111/j.2041-210X.2012.00230.x
- Bartlett, M. K.; Scoffoni, C.; Sack, L. (2012b): The determinants of leaf turgor loss point and prediction of drought tolerance of species and biomes: A global meta-analysis. In: *Ecology Letters*, 15(5), John Wiley & Sons, Hoboken, S. 393–405, doi: 10.1111/j.1461-0248.2012.01751.x
- Bartlett, M. K.; Zhang, Y.; Kreidler, N.; Sun, S.; Ardy, R.; Cao, K.; Sack, L. (2014): Global analysis of plasticity in turgor loss point, a key drought tolerance trait. In: *Ecology Letters*, 17(12), John Wiley & Sons, Hoboken, S. 1580–1590, doi: 10.1111/ele.12374
- Berry, Z. C.; Emery, N. C.; Gotsch, S. G.; Goldsmith, G. R. (2019): Foliar water uptake: Processes, pathways, and integration into plant water budgets. In: *Plant, Cell and Environment*, 42(2), Wiley-Blackwell, Hoboken, S. 410–423, doi: 10.1111/pce.13439
- Bhargava, S. (2013): Ecological consequences of The Acid rain. In: *IOSR Journal of Applied Chemistry*, 5(4), IOSR, New York, S. 19–24, doi: 10.9790/5736-0541924
- Bigler, C.; Bräker, O.U.; Bugmann, H.; Dobbertin, M.; Rigling, A. (2006): Drought as an Inciting Mortality Factor in Scots Pine Stands of the Valais, Switzerland. In: *Ecosystems*, 9, Springer Nature, Berlin, S. 330–343, doi: 10.1007/s10021-005-0126-2
- Blanca, M. J.; Alarcón, R.; Arnau, J.; Bono, R.; Bendayan, R. (2017): Non-normal data: Is ANOVA still a valid option? In: *Psicothema*, 29(4), Psychology Association of the Principality of Asturias, Spanien, S. 552–557, doi: 10.7334/psicothema2016.383
- BMEL (2024): Ergebnisse der Waldzustandserhebung 2023. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, Bonn
- Boucher, O (2015): *Atmospheric Aerosols - Properties and Climate Impacts*. Springer Nature, Berlin, doi: 10.1007/978-94-017-9649-1
- Bowman, W. D.; Roberts, S. W. (1985): Seasonal and Diurnal Water Relations Adjustments in Three Evergreen Chaparral Shrubs. In: *Ecology*, 66 (3), Ecological Society of America, Washington, S. 738–742, doi: 10.2307/1940534
- Boyce, R. L.; McCune, D. C.; Berlyn, G. P. (1991): A comparison of foliar wettability of red spruce and balsam fir growing at high elevation. In: *New Phytologist*, 117(4), Wiley-Blackwell, Hoboken, S. 543–555, doi: 10.1111/j.1469-8137.1991.tb00959.x
- Bredemeier, M. (1988): Forest canopy transformation of atmospheric deposition. In: *Water, Air and Soil Pollution*, 40, Springer Nature, Berlin, S. 121–138, doi: 10.1007/BF00279460
- Bressi, M.; Cavalli, F.; Putaud, J.P.; Frohlich, R.; Petit, J.E.; Aas, W.; Aijala, M.; Alastuey, A.; Allan, J.D.; Aurela, M.; Berico, M.; Bougiatioti, A.; Bukowiecki, N.; Canonaco, F.; Crenn, V.; Dusanter, S.; Ehn, M.; Elsasser, M.; Flentje, H.; Graf, P.; Green, D.C.; Heikkinen, L.; Hermann, H.; Holzinger, R.; Hueglin, C.; Keernik, H.; Kiendler-Scharr, A.; Kubelova, L.; Lunder, C.; Maasikmets, M.; Makes, O.; Malaguti, A.; Mihalopoulos, N.; Nicolas, J.B.; O'dowd, C.; Ovadnevaite, J.; Petralia, E.; Poulain, L.; Priestman, M.; Riffault, V.; Ripoll, A.; Schlag, P.; Schwarz, J.; Sciare, J.; Slowik, J.; Sosedova, Y.; Stavroulas, I.; Teinmaa, E.; Via, M.; Vodicka, P.; Williams, P.I.; Wiedensohler, A.; Young, D.E.; Zhang, S.; Favez, O.; Minguillon, M.C.; Prevot, A.S.H. (2021): A European aerosol phenomenology - 7: High-time resolution chemical characteristics of submicron particulate matter across Europe. In: *Atmospheric Environment*, X 10, Elsevier, Amsterdam, doi: 10.1016/j.aeaoa.2021.100108
- Britto, D. T.; Siddiqi, M. Y.; Glass, A. D. M.; Kronzucker, H. J. (2001): Futile transmembrane NH_4^+ cycling: A cellular hypothesis to explain ammonium toxicity in plants. In: *Proceedings of the National Academy of*

- Sciences, 98(7), United States National Academy of Sciences, Washington, S. 4255–4258, doi: 10.1073/pnas.061034698
- Buck, A. L. (1981): New Equations for Computing Vapor Pressure and Enhancement Factor. In: Journal of Applied Meteorology, 20(12), American Meteorological Society, Boston, S. 1527–1532, doi: 10.1175/1520-0450(1981)020<1527:NEFCVP>2.0.CO;2
- Bugnara, M. (2006): Plugin: Contact Angle. ImageJ, Wayne Rasband
- Burkhardt, J. (2010): Hygroscopic particles on leaves: Nutrients or desiccants? In: Ecological Monographs, 80(3), Ecological Society of America, Washington, S. 369–399, doi: 10.1890/09-1988.1
- Burkhardt, J.; Eiden, R. (1990): The ion concentration of dew condensed on Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) and Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) needles. In: Trees-Structure and Function 4, Springer Nature, Berlin, S. 22–26, doi: 10.1007/BF00226236
- Burkhardt, J.; Eiden, R. (1994): Thin water films on coniferous needles: A new device for the study of water vapour condensation and gaseous deposition to plant surfaces and particle samples. In: Atmospheric Environment, 28(12), Elsevier, Amsterdam, S. 2001–2011, doi: 10.1016/1352-2310(94)90469-3
- Burkhardt, J.; Grantz, D.A. (2017): Plants and Atmospheric Aerosols. In: Progress in Botany 78, Cánovas, F.M.; Lüttge U.; Matyssek R. [Ed.], Springer Nature, Berlin, S. 369–406, doi: 10.1007/124_2016_12
- Burkhardt, J.; Hunsche, M. (2013): Breath figures on leaf surfaces-formation and effects of microscopic leaf wetness. In: Frontiers in Plant Science, 4(422), Frontiers, Lausanne, doi: 10.3389/fpls.2013.00422
- Burkhardt, J.; Pariyar, S. (2014): Particulate pollutants are capable to “degrade” epicuticular waxes and to decrease the drought tolerance of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.). In: Environmental Pollution, 184, Elsevier, Amsterdam, S. 659–667, doi: 10.1016/j.envpol.2013.04.041
- Burkhardt, J.; Peters, K.; Crossley, A. (1995): The presence of structural surface waxes on coniferous needles affects the pattern of dry deposition of fine particles. In: Journal of Experimental Botany 46, Oxford University Press, Oxford, S. 823–831, doi: [10.1093/jxb/46.7.823](https://doi.org/10.1093/jxb/46.7.823)
- Burkhardt, J.; Zinsmeister, D.; Grantz, D. A.; Vidic, S.; Sutton, M. A.; Hunsche, M.; Pariyar, S; (2018): Camouflaged as degraded wax: Hygroscopic aerosols contribute to leaf desiccation, tree mortality, and forest decline. In: Environmental Research Letters, 13(8), IOP Publishing Ltd, Bristol, doi: 10.1088/1748-9326/aad346
- Burkhardt, J.; Zinsmeister, D.; Roth-Nebelsick, A.; Hüging, H.; Pariyar, S. (2023): Ambient aerosols increase stomatal transpiration and conductance of hydroponic sunflowers by extending the hydraulic system to the leaf surface. In: Frontiers in Plant Science, 14, Frontiers, Lausanne, doi: 10.3389/fpls.2023.1275358
- Buschhaus, C.; Jetter, R. (2011): Composition differences between epicuticular and intracuticular wax substructures: How do plants seal their epidermal surfaces? In: Journal of Experimental Botany, 62(3), Oxford University Press, Oxford, S. 841–853, doi: 10.1093/jxb/erq366
- Calvo, A. I.; Alves, C.; Castro, A.; Pont, V.; Vicente, A. M.; Fraile, R. (2013): Research on aerosol sources and chemical composition: Past, current and emerging issues. In: Atmospheric Research, 120–121, Elsevier, Amsterdam, S. 1–28, doi: 10.1016/j.atmosres.2012.09.021
- Cape, J. N. (1986): Effects of air pollution on the chemistry of surface waxes of scots pine. In: Water, Air, & Soil Pollution, 31(1–2), Springer Nature, Berlin, S. 393–399, doi: 10.1007/BF00630856
- Cape, J.; Fowler, D. (1981): Changes in epicuticular wax of *Pinus sylvestris* exposed to polluted air. In: Silva Fennica, 15(4), The Finnish Society of Forest Science, Helsinki, S. 457–458, doi: 10.14214/sf.a15373
- Cape, J.N. (1983): Contact angles of water droplets on needles of Scots pine (*Pinus sylvestris*) growing in polluted atmospheres. In: New Phytologist 93, Wiley-Blackwell, Hoboken, S. 293–299, doi: 10.1111/j.1469-8137.1983.tb03432.x

- Cape, J. N.; Sheppard, L. J.; Fowler, D.; Harrison, A. F.; Parkinson, J. A.; Dao, P.; Paterson, I. S. (1992): Contribution of canopy leaching to sulfate deposition in a Scots pine forest. In: *Environmental Pollution*, 75(2), Elsevier, Amsterdam, S. 229–236, doi: 10.1016/0269-7491(92)90044-b
- Chi, C. J. E.; Grantz, D. A.; Burkhardt, J. (2023): Plants perceive aerosols as an intensification of atmospheric dryness and react according to their isohydrity. In: *bioRxiv*, Cold Spring Harbor Laboratory, Long Island, USA, doi: 10.1101/2023.12.15.571659
- Chi, C. J. E.; Zinsmeister, D.; Lai, I. L.; Chang, S. C.; Kuo, Y. L.; Burkhardt, J. (2022): Aerosol Impacts on Water Relations of Camphor (*Cinnamomum camphora*). In: *Frontiers in Plant Science*, 13, Frontiers, Lausanne, doi: 10.3389/fpls.2022.892096
- Chiwa, M.; Crossley, A.; Sheppard, L. J.; Sakugawa, H.; Cape, J. N. (2004): Throughfall chemistry and canopy interactions in a Sitka spruce plantation sprayed with six different simulated polluted mist treatments. In: *Environmental Pollution*, 127, Elsevier, Amsterdam, S. 57–64, doi: 10.1016/S0269-7491(03)00259-8
- Clarke, N.; Žilindra, D.; Ulrich, E.; Mosello, R.; Derome, J.; Derome, K.; König, N.; Geppert, F.; Lövblad, G.; Draaijers, G. P. J.; Hansen, K.; Thimonier, A.; Waldner, P.; Verstraeten, A. (2022): Part XIV: Sampling and Analysis of Deposition. Version 2022-1. In: UNECE ICP Forests Programme Co-ordinating Centre (ed.): *Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests*. Thünen Institute of Forest Ecosystems, Eberswalde, Germany
- Cocozza, C.; Paoletti, E.; Mrak, T.; Zavadlav, S.; Levanič, T.; Kraigher, H.; Giovannelli, A.; Hoshika, Y. (2020): Isotopic and water relation responses to ozone and water stress in seedlings of three oak species with different adaptation strategies. In: *Forests*, 11(8), MDPI, Basel, doi: 10.3390/f11080864
- Colombo, S. J.; Teng, Y. (1992): Seasonal variation in the tissue water relations of *Picea glauca*. In: *Oecologia*, 92, Springer Nature, Berlin, S. 410–415, doi: 10.1007/BF00317468
- Couto-Vázquez, A.; González-Prieto, S. J. (2010): Effects of climate, tree age, dominance and growth on $\delta^{15}\text{N}$ in young pinewoods. In: *Trees - Structure and Function*, 24(3), Springer Nature, Berlin, S. 507–514, doi: 10.1007/s00468-010-0420-2
- Craine, J. M.; Brookshire, E. N. J.; Cramer, M. D.; Hasselquist, N. J.; Koba, K.; Marin-Spiotta, E.; Wang, L. (2015): Ecological interpretations of nitrogen isotope ratios of terrestrial plants and soils. In: *Plant and Soil*, 396(1–2), Springer Nature, Berlin, S. 1–26, doi: 10.1007/s11104-015-2542-1
- Cruz, C. N.; Pandis, S. N. (2000): Deliquescence and hygroscopic growth of mixed inorganic - Organic atmospheric aerosol. In: *Environmental Science and Technology*, 34(20), American Chemical Society, Washington, S. 4313–4319, doi: 10.1021/es9907109
- de Carvalho Faria, M. A.; da Silva Sousa, M.; dos Santos, K. F.; de Souza, N. C.; Silva, J. R. (2019): Preparation and characterization of epicuticular wax films. In: *Heliyon*, 5(3), Cell Press, Cambridge, S. e01319, doi: 10.1016/j.heliyon.2019.e01319
- de Castro, S. A. Q.; Kichey, T.; Persson, D. P.; Schjoerring, J. K. (2022): Leaf Scorching following Foliar Fertilization of Wheat with Urea or Urea–Ammonium Nitrate Is Caused by Ammonium Toxicity. In: *Agronomy*, 12(6), Wiley-Blackwell, Hoboken, S. 1405, doi: 10.3390/agronomy12061405
- Draaijers, G.P.J.; Erisman, J.W.; Spranger, T.; Wyers, G.P. (1996): The application of throughfall measurements for atmospheric deposition monitoring. In: *Atmospheric Environment* 30, Elsevier, Amsterdam, S. 3349–3361, doi: 10.1016/1352-2310(96)00030-1
- Dueck, Th. A.; Dorèl, F. G.; ter Horst, R.; van der Eerden, L. J. (1990): Effects of ammonia, ammonium sulphate and sulphur dioxide on the frost sensitivity of scots pine (*Pinus sylvestris* L.). In: *Water, Air, and Soil Pollution*, 54(1), Springer Nature, Berlin, S. 35–49, doi: 10.1007/BF00298651

- Duursma, R. A.; Blackman, C. J.; Lopéz, R.; Martin-StPaul, N. K.; Cochard, H.; Medlyn, B. E. (2019): On the minimum leaf conductance: its role in models of plant water use, and ecological and environmental controls. In: *New Phytologist*, 221(2), Wiley-Blackwell, Hoboken, S. 693–705, doi: 10.1111/nph.15395
- Duursma, R. A.; Marshall, J. D. (2006): Vertical canopy gradients in $\delta^{13}\text{C}$ correspond with leaf nitrogen content in a mixed-species conifer forest. In: *Trees - Structure and Function*, 20(4), Springer Nature, Berlin, S. 496–506, doi: 10.1007/s00468-006-0065-3
- Eichhorn, J.; Bolte, A.; Chmara, I.; Dietrich, H.-P.; Fleck, S.; Gehrmann, J.; Kirchner, T.; König, N.; Meesenburg, H.; Raspe, S.; Schmidtke, H.; Schütze, G.; Strich, S.; Sukopp, U. (2016): Forstliches Umweltmonitoring in Deutschland - Durchführungskonzept Forstliches Umweltmonitoring. BMEL, Berlin
- ELITechGroup (2022): Vapro Vapor Pressure Osmometer Model 5600 User's Manual. <https://ebs.elitechgroup.com/eb/decryptext.html?file=aSjHLn1007bK1045gUY855ITb912KER912KAWn3l9N19zRK912mS1026Jcv855SvG912QBw969pr8u> (20.04.2022)
- Emmett, B. A.; Kjenaas, O. J.; Gundersen, P.; Koopmans, C.; Tietema, A.; Sleep, D. (1998): Natural abundance of ^{15}N in forests across a nitrogen deposition gradient. In: *Forest Ecology and Management*, 101, Elsevier, Amsterdam, S. 9–18
- Farquhar, G. D.; Ehleringer, J. R.; Hubick, K. T. (1989): Carbon isotope discrimination and photosynthesis. In: *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, 40, Annual Reviews, San Mateo, S. 503–537
- Fernández, V.; Gil-Pelegrín, E.; Eichert, T. (2021): Foliar water and solute absorption: an update. In: *Plant Journal*, 105(4), Wiley-Blackwell, Hoboken S. 870–883, doi: 10.1111/tpj.15090
- Ferretti, M.; Bacaro, G.; Brunialti, G.; Calderisi, M.; Croisé, L.; Frati, L.; Nicolas, M. (2021): Tree canopy defoliation can reveal growth decline in mid-latitude temperate forests. In: *Ecological Indicators*, 127, Elsevier, Amsterdam, doi: 10.1016/j.ecolind.2021.107749
- Flower-Ellis, J. G. K.; Olsson, L. (1993): Estimation of volume, total and projected area of Scots pine needles from their regression on length. In: *Studia Forestalia Suecica*, 190, Skogshögskolan, Stockholm, S. 1–19, <https://res.slu.se/id/publ/125679>
- Forzieri, G.; Dakos, V.; McDowell, N. G.; Ramdane, A.; Cescatti, A. (2022): Emerging signals of declining forest resilience under climate change. In: *Nature*, 608(7923), Springer Nature, Berlin, S. 534–539, doi: 10.1038/s41586-022-04959-9
- Freer-Smith, P.H.; Beckett, K.P.; Taylor, G. (2005): Deposition velocities to *Sorbus aria*, *Acer campestre*, *Populus deltoides* X *trichocarpa* 'Beaupre', *Pinus nigra* and *X Cupressocyparis leylandii* for coarse, fine and ultra-fine particles in the urban environment. In: *Environmental Pollution* 133, Elsevier, Amsterdam, S. 157–167, doi: 10.1016/j.envpol.2004.03.031
- Fuhrer, J.; Skärby, L.; Ashmore, M. R. (1997): Critical levels for ozone effects on vegetation in Europe. In: *Environmental Pollution*, 97(1–2), Elsevier, Amsterdam, S. 91–106, doi: 10.1016/S0269-7491(97)00067-5
- Gebauer, G.; Schulze, E.-D. (1991): Carbon and nitrogen isotope ratios in different compartments of a healthy and a declining *Picea abies* forest in the Fichtelgebirge, NE Bavaria. In: *Oecologia*, 87, Springer Nature, Berlin, S. 198–207, doi: 10.1007/BF00325257
- Gessler, A.; Rienks, M.; Rennenberg, H. (2002): Stomatal uptake and cuticular adsorption contribute to dry deposition of NH_3 and NO_2 to needles of adult spruce (*Picea abies*) trees. In: *New Phytologist*, 156(2), Wiley-Blackwell, Hoboken, S. 179–194, doi: 10.1046/j.1469-8137.2002.00509.x

- Grantz, D. A.; Zinsmeister, D.; Burkhardt, J. (2018): Ambient aerosol increases minimum leaf conductance and alters the aperture–flux relationship as stomata respond to vapor pressure deficit (VPD). In: *New Phytologist*, 219(1), Wiley-Blackwell, Hoboken, S. 275–286, doi: 10.1111/nph.15102
- Grönholm, T.; Launiainen, S.; Ahlm, L.; Mårtensson, E. M.; Kulmala, M.; Vesala, T.; Nilsson, E. D. (2009): Aerosol particle dry deposition to canopy and forest floor measured by two-layer eddy covariance system. In: *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 114(D4). American Geophysical Union, Washington, doi: 10.1029/2008JD010663
- Grossiord, C.; Buckley, T. N.; Cernusak, L. A.; Novick, K. A.; Poulter, B.; Siegwolf, R. T. W.; Sperry, J. S.; McDowell, N. G. (2020): Plant responses to rising vapor pressure deficit. In: *New Phytologist*, 226(6), Wiley-Blackwell, Hoboken, S. 1550–1566, doi: 10.1111/nph.16485
- Guerrieri, R.; Caliz, J.; Mattana, S.; Barcelo, A.; Candela, M.; Elustondo, D.; Fortmann, H.; Hellsten, S.; Koenig, N.; Lindroos, A. J.; Matteucci, G.; Merilae, P.; Michalski, G.; Nicolas, M.; Thimonier, A.; Turrioni, S.; Vanguelova, E.; Verstraeten, A.; Waldner, P.; Watanabe, M.; Casamayor, E. O.; Penuelas, J.; Mencuccini, M. (2024): Substantial contribution of tree canopy nitrifiers to nitrogen fluxes in European forests. In: *Nature Geoscience*, 17(2), Springer Nature, Berlin, S. 130–136, doi: 10.1038/s41561-023-01364-3
- Günthardt-Goerg, M. S. (1986): Epicuticular wax of needles of *Pinus cembra*, *Pinus sylvestris* and *Picea abies*. In: *European Journal of Forest Pathology*, 16(7), Wiley-Blackwell, Hoboken, S. 400–408, doi: 10.1111/j.1439-0329.1986.tb00208.x
- Günthardt-Goerg, M. S.; Keller, T. (1987): Some effects of long-term ozone fumigation on Norway spruce. In: *Trees*, 1(3), Springer Nature, Berlin, S. 145–150, doi: 10.1007/BF00193557
- Hartmann, H.; Bastos, A.; Das, A. J.; Esquivel-Muelbert, A.; Hammond, W. M.; Martínez-Vilalta, J.; McDowell, N. G.; Powers, J. S.; Pugh, T. A. M.; Ruthrof, K. X.; Allen, C. D. (2022): Annual Review of Plant Biology Climate Change Risks to Global Forest Health: Emergence of Unexpected Events of Elevated Tree Mortality Worldwide. In: *Annual Review of Plant Biology*, 2022(73), Annual Reviews, Palo Alto (USA), S. 673–702, doi: 10.1146/annurev-arplant-102820-012804
- Hartmann, H.; Moura, C.F.; Anderegg, W.R.L.; Ruehr, N.K.; Salmon, Y.; Allen, C.D.; Arndt, S.K.; Breshears, D.D.; Davi, H.; Galbraith, D.; Ruthrof, K.X.; Wunder, J.; Adams, H.D.; Bloemen, J.; Cailleret, M.; Cobb, R.; Gessler, A.; Grams, T.E.E.; Jansen, S.; Kautz, M.; Lloret, F.; O'brien, M. (2018): Research frontiers for improving our understanding of drought-induced tree and forest mortality. In: *New Phytologist*, 218, Wiley-Blackwell, S. 15–28, doi: 10.1111/nph.15048
- Hartmann, H.; Ziegler, W.; Trumbore, S. (2013): Lethal drought leads to reduction in nonstructural carbohydrates in Norway spruce tree roots but not in the canopy. In: *Functional Ecology*, 27(2), Wiley-Blackwell, Hoboken, S. 413–427, doi: 10.1111/1365-2435.12046
- Heinsoo, K.; Koppel, A. (1998): Minimum epidermal conductance of Norway spruce (*Picea abies*) needles: Influence of age and shoot position in the crown. In: *Annales Botanici Fennici*, 35(4), Finnish Zoological and Botanical Publishing Board, Helsinki, S. 257–262
- Hoad, S.P.; Jeffree, C.E.; Grace, J. (1992): Effects of wind and abrasion on cuticular integrity in *Fagus sylvatica* L and consequences for transfer of pollutants through leaf surfaces. In: *Agriculture Ecosystems & Environment* 42, Elsevier, Amsterdam, S. 275–289, doi: 10.1016/0167-8809(92)90004-U
- Homolová, L.; Lukeš, P.; Malenovský, Z.; Lhotáková, Z.; Kaplan, V.; Hanuš, J. (2013): Measurement methods and variability assessment of the Norway spruce total leaf area: Implications for remote sensing. In: *Trees - Structure and Function*, 27(1), Springer Nature, Berlin, S. 111–121, doi: 10.1007/s00468-012-0774-8

- Hubert, M.; Rousseeuw, P. J.; Vanden Branden, K. (2005): ROBPCA: a new approach to robust principal components analysis. In: *Technometrics*, (47), American Statistical Association & American Society for Quality, USA, S. 64–79, doi: [10.1198/004017004000000563](https://doi.org/10.1198/004017004000000563)
- Huttunen, S.; Havas, P.; Laine, K. (1981): Effects of air pollutants on the wintertime water economy of the Scots pine *Pinus sylvestris*. In: *Ecography*, 4(2), Wiley-Blackwell, Hoboken, S. 94–101, doi: [10.1111/j.1600-0587.1981.tb00985.x](https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1981.tb00985.x)
- Jetter, R.; Riederer, M.; Lenkzian, K. J. (1996): The effects of dry O₃, SO₂ and NO₂ on reconstituted epicuticular wax tubules. In: *New Phytologist*, 133(2), Wiley-Blackwell, Hoboken, S. 207–216, doi: [10.1111/j.1469-8137.1996.tb01887.x](https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1996.tb01887.x)
- Jordan, G. J.; Brodribb, T. J. (2007): Incontinence in aging leaves: Deteriorating water relations with leaf age in *Agastachys odorata* (Proteaceae), a shrub with very long-lived leaves. In: *Functional Plant Biology*, 34(10), CSIRO Publishing, Clayton, S. 918–924, doi: [10.1071/FP07166](https://doi.org/10.1071/FP07166)
- Joslin, J. D.; Wolfe, M. H. (1992): Tests of the use of net throughfall sulfate to estimate dry and occult sulfur deposition. In: *Atmospheric Environment Part a-General Topics*, 26(1), Elsevier, Amsterdam, S. 63–72. doi: [10.1016/0960-1686\(92\)90261-i](https://doi.org/10.1016/0960-1686(92)90261-i)
- Jucker, T.; Grossiord, C.; Bonal, D.; Bouriaud, O.; Gessler, A.; Coomes, D. A. (2017): Detecting the fingerprint of drought across Europe's forests: do carbon isotope ratios and stem growth rates tell similar stories? In: *Forest Ecosystems*, 4(1), Johns Hopkins University Press, Baltimore, S. 1–11, doi: [10.1186/s40663-017-0111-1](https://doi.org/10.1186/s40663-017-0111-1)
- Jung, K.; Gebauer, G.; Gehre, M.; Hofmann, D.; Weißflog, L.; Schüürmann, G. (1997): Anthropogenic impacts on natural Nitrogen isotope variation in *Pinus sylvestris* stands in an industrially polluted area. In: *Environmental Pollution*, 97(2), Elsevier, Amsterdam, S. 175–181, doi: [10.1016/S0269-7491\(97\)00053-5](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(97)00053-5)
- Katata, G.; Held, A. (2021): Combined measurements of microscopic leaf wetness and dry-deposited inorganic compounds in a spruce forest. In: *Atmospheric Pollution Research*, 12, Elsevier, Amsterdam, S. 217–224, doi: [10.1016/j.apr.2020.11.004](https://doi.org/10.1016/j.apr.2020.11.004)
- Kerstiens, G. (1996): Cuticular water permeability and its physiological significance. In: *Journal of Experimental Botany* 47, Oxford University Press, Oxford, S. 1813–1832, doi: [10.1093/jxb/47.12.1813](https://doi.org/10.1093/jxb/47.12.1813)
- Knoll, D.; Schreiber, L. (2000): Plant-microbe interactions: Wetting of ivy (*Hedera helix* L.) leaf surfaces in relation to colonization by epiphytic microorganisms. In: *Microbial Ecology*, 40(1), Springer Nature, Berlin, S. 33–42, doi: [10.1007/s002480000012](https://doi.org/10.1007/s002480000012)
- Koch, I. (2025): Dataset: Drought damage to forest trees by hygrosopic particles. In: bonndata, <https://doi.org/10.60507/FK2/AU4RUC>
- Koch, K.; Hartmann, K. D.; Schreiber, L.; Barthlott, W.; Neinhuis, C. (2006): Influences of air humidity during the cultivation of plants on wax chemical composition, morphology and leaf surface wettability. In: *Environmental and Experimental Botany*, 56(1), Elsevier, Amsterdam, S. 1–9, doi: [10.1016/j.envexpbot.2004.09.013](https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2004.09.013)
- Koch, I.; Kahmen, A.; Burkhardt, J. (2025): Aerosol deposition affects water uptake and water loss of beech leaves. In: *Tree Physiology*, 45(6), Oxford University Press, Oxford, S. tpaf055, doi: [10.1093/treephys/tpaf055](https://doi.org/10.1093/treephys/tpaf055)
- Koyama, A.; Schotzko, A. D.; Schedlbauer, J. L.; Pangle, R.; Kavanagh, K. L. (2021): Can variation in canopy $\delta^{13}\text{C}$ be attributed to changes in tree height? An investigation of three conifer species. In: *Trees - Structure and Function*, 35(3), Springer Nature, Berlin, S. 731–748, doi: [10.1007/s00468-020-02069-5](https://doi.org/10.1007/s00468-020-02069-5)
- Kramer, P.J.; Boyer, J.S. (1995): *Water Relations of Plants and Soils*. 1. Auflage, Academic Press, San Diego
- Krause, C. R. (1982): Identification of Salt Spray Injury to *Pinus* species with Scanning Electron Microscopy. In: *Phytopathology*, 72, American Phytophological Society, St. Paul, S. 382–386

- Kume, A.; Nagafuchi, O.; Akune, S.; Nakatani, N.; Chiwa, M.; Tetsuka, K. (2010): Environmental factors influencing the load of long-range transported air pollutants on *Pinus amamiana* in Yakushima Island, Japan. In: Ecological Research, 25(1), The Ecological Society of Japan, Tokio, S. 233–243, doi: 10.1007/s11284-009-0647-9
- Kunert, N. (2020): Preliminary indications for diverging heat and drought sensitivities in Norway spruce and scots pine in central Europe. In: iForest, 13(2), Italian Society of Silviculture and Forest Ecology, Rom, S. 89–91, doi: 10.3832/ifor3216-012
- Lindberg, S. E.; Garten, C. T. (1988): Sources of sulfur in forest canopy throughfall. In: Nature, 336(6195), Springer Nature, Berlin, S. 148–151, doi: 10.1038/336148a0
- Kunert, N. (2025): Rapid springtime leaf osmotic adjustment, but low late-seasonal and interannual variation in leaf turgor loss points in three temperate tree species. Journal of Forestry Research, 36(46), Springer Nature, Berlin, doi: 10.1007/s11676-025-01846-7
- Lindberg, S.E.; Lovett, G.M.; Richter, D.D.; Johnson, D.W. (1986): Atmospheric Deposition and Canopy Interactions of Major Ions in a Forest. In: Science, 231, AAAS, Washington, S. 141–145, doi: [10.1126/science.231.4734.141](https://doi.org/10.1126/science.231.4734.141)
- Liu, G.; Wang, Q.; Chen, J.; Yan, G.; Wang, H.; Xing, Y. (2024): Natural $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ Abundance of Plants and Soils Under Long-term N Addition in a Temperate Secondary Forest. In: Journal of Soil Science and Plant Nutrition, 24(2), Springer Nature, Berlin, S. 3491–3503, doi: 10.1007/s42729-024-01770-5
- Loader, N.; Rundgren, M. (2006): The role of inter-specific, micro-habitat and climatic factors on the carbon isotope ($\delta^{13}\text{C}$) variability of a modern leaf assemblage from northern Scandinavia: implications for climate reconstruction. In: Boreas, 35(2), Wiley-Blackwell, Hoboken, S. 188–201, doi: 10.1080/03009480500456065
- Lovett, G.M.; Lindberg, S.E. (1984): Dry deposition and canopy exchange in a mixed oak forest as determined by analysis of throughfall. In: Journal of Applied Ecology 21, Wiley-Blackwell, London, S. 1013–1027, doi: 10.2307/2405064
- Martini, L.; Okland, B.; Jönsson, A.; Bentz, B.; Carroll, A.; Forster, B.; Gregoire, J.; Hurling, R.; Nageleisen, L.; Netherer, S.; Ravn, H.; Weed, A.; Schroeder, M. (2017): Climate drivers of bark beetle outbreak dynamics in Norway spruce forests. In: Ecography, 40, Wiley-Blackwell, Hoboken, S. 1426–1435, doi: [10.1111/ecog.02769](https://doi.org/10.1111/ecog.02769)
- McDowell, N.; Pockman, W. T.; Allen, C. D.; Breshears, D. D.; Cobb, N.; Kolb, T.; Plaut, J.; Sperry, J.; West, A.; Williams, D. G.; Yezpe, E. A. (2008): Mechanisms of plant survival and mortality during drought: Why do some plants survive while others succumb to drought? In: New Phytologist, 178(4), Wiley-Blackwell, Hoboken, S. 719–739, doi: 10.1111/j.1469-8137.2008.02436.x
- McDowell, N.G.; Sapes, G.; Pivovarov, A.; Adams, H.D.; Allen, C.D.; Anderegg, W.R.L.; Arend, M.; Breshears, D.D.; Brodribb, T.; Choat, B.; Cochard, H.; De Caceres, M.; De Kauwe, M.G.; Grossiord, C.; Hammond, W.M.; Hartmann, H.; Hoch, G.; Kahmen, A.; Klein, T.; Mackay, D.S.; Mantova, M.; Martinez-Vilalta, J.; Medlyn, B.E.; Mencuccini, M.; Nardini, A.; Oliveira, R.S.; Sala, A.; Tissue, D.T.; Torres-Ruiz, J.M.; Trowbridge, A.M.; Trugman, A.T.; Wiley, E.; Xu, C.G. (2022): Mechanisms of woody-plant mortality under rising drought, CO₂ and vapor pressure deficit. In: Nature Reviews Earth & Environment, 3, Springer Nature, Berlin, S. 294–308, doi: 10.1038/s43017-022-00272-1
- Neinhuis, C.; Barthlott, W. (1997): Seasonal changes of leaf surface contamination in beech, oak, and ginkgo in relation to leaf micromorphology and wettability. In: New Phytologist, 138(1), Wiley-Balckwell, Hoboken, S. 91–98, doi: 10.1046/j.1469-8137.1998.00882.x
- Niinemets, Ü.; Sonninen, E.; Tobias, M. (2004): Canopy gradients in leaf intercellular CO₂ mole fractions revisited: Interactions between leaf irradiance and water stress need consideration. In: Plant, Cell and Environment, 27(5), Wiley-Blackwell, Hoboken, S. 569–583, doi: 10.1111/j.1365-3040.2003.01168.x

- Novick, K. A.; Ficklin, D. L.; Grossiord, C.; Konings, A. G.; Martínez-Vilalta, J.; Sadok, W.; Trugman, A. T.; Williams, A. P.; Wright, A. J.; Abatzoglou, J. T.; Dannenberg, M. P.; Gentine, P.; Guan, K.; Johnston, M. R.; Lowman, L. E. L.; Moore, D. J. P.; McDowell, N. G. (2024): The impacts of rising vapour pressure deficit in natural and managed ecosystems. In: *Plant, Cell and Environment*, 47(9), Wiley-Blackwell, Hoboken, S. 3561–3589, doi: 10.1111/pce.14846
- Orevi, T.; Kashtan, N. (2021): Life in a Droplet: Microbial Ecology in Microscopic Surface Wetness. In: *Frontiers in Microbiology*, 12, Frontiers, Lausanne, doi: 10.3389/fmicb.2021.655459
- Pandey, B.; Choudhary, K. K. (2019): Chapter 9: Air pollution: Role in climate change and its impact on crop plants. In: Choudhary, K. K.; Kumar A.; Singh, A.K. [Hrsg.]: *Climate Change and Agricultural: Current Challenges and Adaptation*, Woodhead Publishing, Elsevier, Amsterdam, S. 211–247, doi: 10.1016/B978-0-12-816483-9.00009-8
- Papierowska, E.; Szporak-Wasilewska, S.; Szewińska, J.; Szatyłowicz, J.; Debaene, G.; Utratna, M. (2018): Contact angle measurements and water drop behavior on leaf surface for several deciduous shrub and tree species from a temperate zone. In: *Trees - Structure and Function*, 32(5), Springer Nature, Berlin, S. 1253–1266, doi: 10.1007/s00468-018-1707-y
- Pavel, E. W.; Fereres, E. (1998): Low soil temperatures induce water deficits in olive (*Olea europaea*) trees. In: *Physiologia Plantarum*, 104(4), Wiley-Blackwell, London, S. 525–532, doi: 10.1034/j.1399-3054.1998.1040402.x
- Pilinis, C.; Seinfeld, J. H.; Grosjean, D. (1989): Water content of atmospheric aerosols. In: *Atmospheric Environment*, 23(7), Elsevier, Amsterdam, S. 1601–1606, doi: [10.1016/0004-6981\(89\)90419-8](https://doi.org/10.1016/0004-6981(89)90419-8)
- Putaud, J. P.; van Dingenen, R.; Alastuey, A.; Bauer, H.; Birmili W.; Cyrys J.; Flentje, H.; Fuzzi, S.; Gehrig, R.; Hansson, H. C.; Harrison, R. M.; Herrmann, H.; Hitzenberger, R.; Hüglin, C.; Jones, A. M.; Kasper-Giebl, A.; Kiss, G.; Kousa, A.; Kuhlbusch, T. A. J.; Löschau, G.; Maenhaut, W.; Molnar, A.; Moreno, T.; Pekkanen, J.; Perrino, C.; Pitz, M.; Puxbaum, H.; Querol, H.; Rodriguez, S.; Salma, I.; Schwarz, J.; Smolik, J.; Schneider, J.; Spindler, G.; ten Brink, H.; Tursic, J.; Viana, M.; Wiedensohler, A.; Raes, F. (2010): A European aerosol phenomenology – 3: Physical and chemical characteristics of particulate matter from 60 rural, urban, and kerbside sites across Europe. In: *Atmospheric Environment*, 44(10), Elsevier, Amsterdam, S. 1308–1320, doi: 10.1016/j.atmosenv.2009.12.011
- Qazi, M.J.; Salim, H.; Doorman, C.a.W.; Jambon-Puillet, E.; Shahidzadeh, N. (2019): Salt creeping as a self-amplifying crystallization process. In: *Science Advances*, 5, American Association for the Advancement of Science, Washington, doi: 10.1126/sciadv.aax1853
- Rautio, P.; Fürst, A.; Stefan, K.; Raitio, H.; Bartels, U. (2020): MANUAL on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests - Part XII: Sampling and Analysis of Needles and Leaves. Version 2020-3. In: UNECE ICP Forests Programme Co-ordinating Centre (ed.): *Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests*. Thünen Institute of Forest Ecosystems, Eberswalde
- Riding, R. T.; Percy, K. E. (1985): Effects of SO₂ and other air pollutants on the morphology of epicuticular waxes on needles of *Pinus strobus* and *Pinus banksiana*. In: *New Phytologist*, 99(4), Wiley-Blackwell, Hoboken, S. 555–563, doi: 10.1111/j.1469-8137.1985.tb03683.x
- Rinallo, B. C.; Raddi, P.; Gellini, R.; di Lonardo, V. (1986): Effects of simulated acid deposition on the surface structure of Norway spruce and silver fir needles. In: *European Journal of Forest Pathology*, 16(7), Wiley-Blackwell, Hoboken, S. 440–446, doi: 10.1111/j.1439-0329.1986.tb00212.x
- Roth-Nebelsick, A.; Hacke, U. G.; Voigt, D.; Schreiber, S. G.; Krause, M. (2023): Foliar water uptake in *Pinus* species depends on needle age and stomatal wax structures. In: *Annals of Botany*, 131(2), Oxford University Press, Oxford, S. 287–300, doi: 10.1093/aob/mcac141
- Sack, L.; Cowan, P. D.; Jaikumar, N.; Holbrook, N. M. (2003): The “hydrology” of leaves: Co-ordination of structure and function in temperate woody species. In:

- Plant, Cell and Environment, 26(8), Wiley-Balckwell, Hoboken, S. 1343–1356, doi: 10.1046/j.0016-8025.2003.01058.x
- Saebo, A.; Popek, R.; Nawrot, B.; Hanslin, H.M.; Gawronska, H.; Gawronski, S.W. (2012): Plant species differences in particulate matter accumulation on leaf surfaces. In: Science of the Total Environment 427, Elsevier, Amsterdam, S. 347–354, doi: 10.1016/j.scitotenv.2012.03.084
- Sah, S. P. (2005): Isotope ratios and concentration of N in needles, roots and soils of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) stands as influenced by atmospheric deposition of N. In: Journal of forest Science, 51(10), Institute of Forest Science, Chunchon, S. 468–475
- Sase, H.; Takahashi, A.; Sato, M.; Kobayashi, H.; Nakata, M.; Totsuka, T. (2008): Seasonal variation in the atmospheric deposition of inorganic constituents and canopy interactions in a Japanese cedar forest. In: Environmental Pollution, 152, Elsevier, Amsterdam, S. 1–10, doi: [10.1016/j.envpol.2007.06.023](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.06.023)
- Schreel, J. D. M.; Leroux, O.; Goossens, W.; Brodersen, C.; Rubinstein, A.; Steppe, K. (2020): Identifying the pathways for foliar water uptake in beech (*Fagus sylvatica* L.): a major role for trichomes. The Plant Journal, 103(2), John Wiley & Sons, Hoboken, S. 769–780, doi: 10.1111/tpj.14770
- Schulze, E.-D. (1989): Air Pollution and Forest Decline in a Spruce (*Picea abies*) Forest. In: Science 244(4906), American Association for the Advancement of Science, Washington, S. 776–783, doi: [10.1126/science.244.4906.776](https://doi.org/10.1126/science.244.4906.776)
- Schulze, E.-D.; de Vries, W.; Hauhs, M.; Rosén, K.; Rasmussen, L.; Tamm, C.-O.; Nilsson, J. (1989): Critical loads for nitrogen deposition on forest ecosystems. In: Water, Air, and Soil Pollution, 48(3–4), Springer Nature, Berlin, S. 451–456, doi: 10.1007/BF00283342
- Schütt, P. (1977): Silver-fir decline. In: Forstwissenschaftliches Centralblatt, 96, Springer Nature, Berlin, S. 177–186, doi: 10.1007/BF02736509
- Sellin, A. (2000): Estimating the needle area from geometric measurements: Application of different calculation methods to Norway spruce. In: Trees - Structure and Function, 14(4), Springer Nature, Berlin, S. 215–222, doi: 10.1007/PL00009765
- Sharma, P.; Kothari, S. L.; Rathore, M. S.; Gour, V. S. (2018): Properties, variations, roles, and potential applications of epicuticular wax: A review. In: Turkish Journal of Botany, 42(2), Scientific and Technological Research Council of Turkey, Ankara, S. 135–149, doi: 10.3906/bot-1702-25
- Singh, A.; Agrawal, M. (2008): Acid rain and its ecological consequences. In: Journal of Environmental Biology, 29(1), Triveni Enterprises, Lucknow, S. 15–24
- Sjöman, H.; Hirons, A. D.; Bassuk, N. L. (2015): Urban forest resilience through tree selection-Variation in drought tolerance in Acer. In: Urban Forestry and Urban Greening, 14(4), Elsevier, Amsterdam, S. 858–865, doi: 10.1016/j.ufug.2015.08.004
- Sorek, Y.; Greenstein, S.; Netzer, Y.; Shtein, I.; Jansen, S.; Hochberg, U. (2021): An increase in xylem embolism resistance of grapevine leaves during the growing season is coordinated with stomatal regulation, turgor loss point and intervessel pit membranes. In: New Phytologist, 229(4), Wiley-Balckwell, Hoboken, S. 1955–1969, doi: 10.1111/nph.17025
- Spranger, T. (1992): Erfassung und ökosystemare Bewertung der atmosphärischen Deposition und weiterer oberirdischer Stoffflüsse im Bereich der Bornhöveder Seenkette. Doktorarbeit, Verein zur Förderung der Ökosystemforschung zu Kiel, Christian-Albrechts Universität Kiel
- Takamatsu, T.; Sase, H.; Takada, J.; Matsushita, R. (2001): Annual changes in some physiological properties of Cryptomeria japonica leaves from Kanto, Japan. In: Water Air and Soil Pollution, 130, Springer Nature, Berlin, S. 941–946, doi: 10.1023/A:1013962902375

- Tang, D. teng; Peng, G. quan; Zhang, S. (2019 a): Age-related variations of needles and twigs in nutrient, nonstructural carbon and isotope composition along altitudinal gradients. In: Journal of Mountain Science, 16(7), Springer Nature, Berlin, S. 1546–1558, doi: 10.1007/s11629-018-5344-0
- Tang, M.; Chan, C. K.; Li, Y. J.; Su, H.; Ma, Q.; Wu, Z.; Zhang, G.; Wang, Z.; Ge, M.; Hu, M.; He, H.; Wang, X. (2019 b): A review of experimental techniques for aerosol hygroscopicity studies. In: Atmospheric Chemistry and Physics, 19, Copernicus Publications, Göttingen, S. 12631–12686, doi: 10.5194/acp-19-12631-2019
- Tredenick, E.C.; Farrell, T.W.; Forster, W.A. (2018): Mathematical Modeling of Diffusion of a Hydrophilic Ionic Fertilizer in Plant Cuticles: Surfactant and Hygroscopic Effects. In: Frontiers in Plant Science 9(21), Frontiers, Lausanne, doi: [10.3389/fpls.2018.01888](https://doi.org/10.3389/fpls.2018.01888)
- Tredenick, E.C.; Farrell, T.W.; Forster, W.A.; Psaltis, S.T.P. (2017): Nonlinear Porous Diffusion Modeling of Hydrophilic Ionic Agrochemicals in Astomatous Plant Cuticle Aqueous Pores: A Mechanistic Approach. In: Frontiers in Plant Science, 8(14), Frontiers, Lausanne, doi: 10.3389/fpls.2017.00746
- Tredenick, E.C.; Stuart-Williams, H.; Enge, T.G. (2022): Materials on Plant Leaf Surfaces Are Deliquescent in a Variety of Environments. In: Frontiers in Plant Science, 13(12), Frontiers, Lausanne, doi: 10.3389/fpls.2022.722710
- Trimbacher, C.; Weiss, P. (1999): Needle surface characteristics and element contents of Norway spruce in relation to the distance of emission sources. In: Environmental Pollution, 105(1), Elsevier, Amsterdam, S. 111–119, doi: 10.1016/S0269-7491(98)00180-8
- Tukey, H. B. (1970): The Leaching of Substances from Plants. In: Annual Review of Plant Biology, 21, Annual Reviews, USA, S. 305–324, doi: 10.1146/annurev.pp.21.060170.001513
- Turunen, M.; Huttunen, S. (1990): A Review of the Response of Epicuticular Wax of Conifer Needles to Air Pollution. In: Journal of Environmental Quality, 19(1), Wiley-Blackwell, Hoboken, S. 35–45, doi: 10.2134/jeq1990.00472425001900010003x
- UBA (2022): Feinstaub (PM_{2,5}) - Jahresmittelwerte 2004-2020.
<https://www.umweltbundesamt.de/bild/feinstaub-pm25-jahresmittelwerte-2004-2020> (04.05.2022)
- Ulrich, B. (1983): Interaction of forest canopies with atmospheric constituents: SO₂, alkali and earth alkali cations and chloride. In: Ulrich, B.; Pankrath, I. (Hrsg.): Effects of Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems. Springer, Dordrecht, S. 33–45, doi: 10.1007/978-94-009-6983-4_2
- Ulrich, B. (1990): Waldsterben: Forest decline in West Germany. In: Environmental science & technology, 24(4), American Chemical Society, Washington
- Ulrich, B. (1991): Rechenweg zur Schätzung der Flüsse in Waldökosystemen: Identifizierung der sie bedingenden Prozesse. In: Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme B24, Universität Göttingen, S. 204–210
- Vallano, D. M.; Sparks, J. P. (2013): Foliar $\delta^{15}\text{N}$ is affected by foliar nitrogen uptake, soil nitrogen, and mycorrhizae along a nitrogen deposition gradient. In: Oecologia, 172(1), Springer Nature, Berlin, S. 47–58, doi: 10.1007/s00442-012-2489-3
- van Gardingen, P. R.; Grace, J.; Jeffree, C. E. (1991): Abrasive damage by wind to the needle surfaces of *Picea sitchensis* (Bong.) Carr. and *Pinus sylvestris* L. Plant, In: Cell & Environment, 14(2), Wiley-Blackwell, Hoboken, S. 185–193, doi: 10.1111/j.1365-3040.1991.tb01335.x
- van Mantgem, P. J.; Stephenson, N. L.; Byrne, J. C.; Daniels, L. D.; Franklin, J. F.; Fulé, P. Z.; Harmon, M. E.; Larson, A. J.; Smith, J. M.; Taylor, A. H.; Veblen, T. T. (2009): Widespread Increase of Tree Mortality Rates in the Western United States. In: Science, 323(5913), American Association for the Advancement of Science, Washington, S. 521–524, doi: 10.1126/science.1165000

- Vega, C.; Chi, C.-J. E.; Fernández, V.; Burkhardt, J. (2023): Nocturnal Transpiration May Be Associated with Foliar Nutrient Uptake. In: *Plants*, 12(3), MDPI, Basel, S. 531, doi: 10.3390/plants12030531
- Walthert, L.; Etzold, S.; Carminati, A.; Saurer, M.; Köchli, R.; Zweifel, R. (2024): Coordination between degree of isohydricity and depth of root water uptake in temperate tree species. In: *Science of the Total Environment*, 946, Elsevier, Amsterdam, doi: 10.1016/j.scitotenv.2024.174346
- Wang, H.; Shi, H.; Li, Y.; Yu, Y.; Zhang, J. (2013): Seasonal variations in leaf capturing of particulate matter, surface wettability and micromorphology in urban tree species. In: *Frontiers of Environmental Science and Engineering*, 7(4), Springer Nature, Berlin, S. 579–588, doi: 10.1007/s11783-013-0524-1
- Wang, S.; Hoch, G.; Grun, G.; Kahmen, A. (2024a): Water loss after stomatal closure: Quantifying leaf minimum conductance and minimal water use in nine temperate European tree species during a severe drought. In: *Tree Physiology*, 44(4), Oxford University Press, Oxford, doi: 10.1093/treephys/tpae027
- Wang, X.; Li, J.; Ge, H.; Pan, S. N.; Li, P.; Guo, L. L.; Yang, L.; Peng, Z. Y.; Wang, B.; Wang, Z. H.; Wang, C. Z.; Liu, L. (2024b): Plant traits mediate foliar uptake of deposited nitrogen by mature woody plants. In: *Plant, Cell and Environment*, 47(12), Wiley-Blackwell, Hoboken, S. 4870–4885, doi:10.1111/pce.15073
- Watanabe, Y. (2015): Canopy, leaf surface structure and tree phenology: Arboreal factors influencing aerosol deposition in forests. In: *Journal of Agricultural Meteorology*, 71(3), Society of Agricultural Meteorology of Japan, Kochi, S. 167–173, doi: 10.2480/agrmet.D-14-00011
- Wege, S.; Gilliam, M.; Henderson, S. W. (2017): Chloride: not simply a 'cheap osmoticum', but a beneficial plant macronutrient. In: *Journal of Experimental Botany*, 68(12), Oxford University Press, Oxford, S. 3057–3069, doi:10.1093/jxb/erx050
- Wermelinger, B. (2004): Ecology and management of the spruce bark beetle *Ips typographus* — a review of recent research. In: *Forest Ecology and Management*, 202(1-3), Elsevier, Amsterdam, S. 87–82, doi: [10.1016/j.foreco.2004.07.018](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.07.018)
- Wiedenhause, H.; Ehrnsperger, L.; Klemm, O.; Strauss, H. (2021): Stable ¹⁵N isotopes in fine and coarse urban particulate matter. In: *Aerosol Science and Technology*, 55(7), Taylor & Francis, London, S. 859–870, doi: 10.1080/02786826.2021.1905150

A Anhang

Tabelle 6: Korrelation $g_{\min}$ und abgewaschene Ionen von den Blattoberflächen für Buche und Eiche für die Beprobungszeitpunkte

Ergebnisse einer Kendall-Korrelation zwischen $g_{\min}$ und der Leitfähigkeit beziehungsweise den in der Abwaschlösung gemessenen Ionen (Natrium, H_3O^+ , Ammonium, Nitrat, Sulfat, Chlorid, Kalium, Calcium und Magnesium) für Buche und Eiche für die verschiedenen Beprobungszeitpunkte (Frühsommer, Sommer, Spätsommer). Der Korrelationskoeffizient τ sowie der p-Wert eines Kendall Korrelationstests sind angegeben. Außerdem bilden die Sterne die signifikanten p-Werte ab, wobei schwarze Markierungen positive Korrelationen und rote Markierungen negative Korrelationen widerspiegeln. $0,05 > p \geq 0,01$: *; $0,01 > p \geq 0,001$: **; $0,001 > p$: ***, nicht signifikant: –.

	Buche			Eiche		
	Frühsommer	Sommer	Spätsommer	Frühsommer	Sommer	Spätsommer
Leitfähigkeit	*** $\tau = -0,2$ $p < 0,001$	– $\tau = 0,08$ $p = 0,074$	– $\tau = -0,03$ $p = 0,62$	** $\tau = -0,18$ $p = 0,008$	*** $\tau = -0,24$ $p < 0,001$	– $\tau = -0,04$ $p = 0,566$
Na^+	– $\tau = -0,03$ $p = 0,583$	– $\tau = 0,05$ $p = 0,3$	*** $\tau = 0,21$ $p < 0,001$	* $\tau = 0,21$ $p = 0,01$	** $\tau = -0,19$ $p = 0,003$	* $\tau = -0,17$ $p = 0,013$
H_3O^+	– $\tau = 0,05$ $p = 0,31$	*** $\tau = -0,27$ $p < 0,001$	– $\tau = -0,08$ $p = 0,112$	– $\tau = 0,05$ $p = 0,464$	*** $\tau = -0,38$ $p < 0,001$	* $\tau = -0,19$ $p = 0,013$
NH_4^+	– $\tau = -0,05$ $p = 0,33$	– $\tau = -0,08$ $p = 0,15$	* $\tau = -0,13$ $p = 0,029$	** $\tau = -0,29$ $p = 0,001$	* $\tau = -0,19$ $p = 0,01$	– $\tau = 0,11$ $p = 0,163$
NO_3^-	* $\tau = -0,12$ $p = 0,023$	– $\tau < 0,01$ $p = 0,924$	– $\tau = 0,05$ $p = 0,482$	** $\tau = 0,24$ $p = 0,004$	– $\tau = -0,13$ $p = 0,064$	– $\tau = -0,11$ $p = 0,159$
SO_4^{2-}	– $\tau = -0,08$ $p = 0,095$	– $\tau < 0,01$ $p = 0,982$	** $\tau = 0,15$ $p = 0,005$	– $\tau = 0,04$ $p = 0,599$	– $\tau = -0,09$ $p = 0,186$	– $\tau = 0,04$ $p = 0,584$
Cl^-	*** $\tau = -0,16$ $p < 0,001$	*** $\tau = 0,2$ $p < 0,001$	– $\tau = -0,01$ $p = 0,86$	** $\tau = -0,26$ $p = 0,001$	– $\tau = -0,04$ $p = 0,546$	– $\tau = -0,06$ $p = 0,369$
K^+	* $\tau = -0,11$ $p = 0,015$	– $\tau = -0,01$ $p = 0,771$	** $\tau = 0,16$ $p = 0,002$	– $\tau = -0,1$ $p = 0,139$	** $\tau = -0,14$ $p = 0,009$	* $\tau = 0,15$ $p = 0,026$
Ca^{2+}	– $\tau = 0,04$ $p = 0,337$	– $\tau = 0,07$ $p = 0,064$	– $\tau = 0,06$ $p = 0,277$	** $\tau = 0,17$ $p = 0,009$	– $\tau = -0,09$ $p = 0,096$	– $\tau < 0,01$ $p = 0,948$
Mg^{2+}	– $\tau = -0,01$ $p = 0,82$	– $\tau = -0,01$ $p = 0,796$	– $\tau = -0,02$ $p = 0,640$	– $\tau < 0,01$ $p = 0,951$	*** $\tau = -0,28$ $p < 0,001$	– $\tau = -0,06$ $p = 0,34$

Tabelle 7: Korrelation $g_{\min}$ und abgewaschene Ionen von den Blattoberflächen für Fichte und Kiefer für die Beprobungszeitpunkte

Ergebnisse einer Kendall-Korrelation zwischen $g_{\min}$ und der Leitfähigkeit beziehungsweise den in der Abwaschlösung gemessenen Ionen (Natrium, H_3O^+ , Ammonium, Nitrat, Sulfat, Chlorid, Kalium, Calcium und Magnesium) für Fichte und Kiefer für die verschiedenen Beprobungszeitpunkte (Frühsommer, Sommer, Spätsommer). Der Korrelationskoeffizient τ sowie der p-Wert eines Kendall Korrelationstests sind angegeben. Außerdem bilden die Sterne die signifikanten p-Werte ab, wobei schwarze Markierungen positive Korrelationen und rote Markierungen negative Korrelationen widerspiegeln. $0,05 > p \geq 0,01$: *; $0,01 > p \geq 0,001$: **; $0,001 > p$: ***; nicht signifikant: –.

	Fichte			Kiefer			
	Früh-sommer	Spät-sommer	Winter	Früh-sommer	Sommer	Spät-sommer	Winter
Leitfähig-keit	– $\tau = -0,05$ $p = 0,307$	* $\tau = -0,11$ $p = 0,032$	– $\tau < 0,01$ $p = 0,934$	– $\tau = 0,01$ $p = 0,882$	** $\tau = 0,18$ $p = 0,001$	** $\tau = 0,15$ $p = 0,003$	* $\tau = 0,15$ $p = 0,023$
Na^+	– $\tau = -0,06$ $p = 0,289$	– $\tau = -0,04$ $p = 0,494$	– $\tau = 0,08$ $p = 0,236$	– $\tau < 0,01$ $p = 0,952$	*** $\tau = 0,21$ $p < 0,001$	*** $\tau = -0,19$ $p < 0,001$	*** $\tau = 0,37$ $p < 0,001$
H_3O^+	– $\tau = 0,06$ $p = 0,17$	*** $\tau = -0,18$ $p < 0,001$	*** $\tau = -0,2$ $p < 0,001$	** $\tau = 0,16$ $p = 0,001$	*** $\tau = -0,28$ $p < 0,001$	*** $\tau = -0,33$ $p < 0,001$	– $\tau = 0,11$ $p = 0,076$
NH_4^+	– $\tau = -0,01$ $p = 0,785$	– $\tau = 0,01$ $p = 0,761$	– $\tau = -0,03$ $p = 0,596$	– $\tau = -0,05$ $p = 0,379$	*** $\tau = -0,3$ $p < 0,001$	– $\tau = 0,03$ $p = 0,61$	** $\tau = 0,22$ $p = 0,004$
NO_3^-	* $\tau = -0,10$ $p = 0,033$	– $\tau = 0,01$ $p = 0,781$	*** $\tau = -0,34$ $p < 0,001$	* $\tau = -0,12$ $p = 0,027$	*** $\tau = -0,19$ $p < 0,001$	*** $\tau = -0,17$ $p < 0,001$	– $\tau = 0,06$ $p = 0,323$
SO_4^{2-}	* $\tau = -0,11$ $p = 0,012$	– $\tau = -0,01$ $p = 0,803$	*** $\tau = -0,22$ $p < 0,001$	– $\tau = 0,02$ $p = 0,756$	– $\tau = -0,02$ $p = 0,731$	*** $\tau = -0,16$ $p < 0,001$	– $\tau = 0,08$ $p = 0,192$
Cl^-	– $\tau = -0,03$ $p = 0,569$	*** $\tau = -0,16$ $p < 0,001$	* $\tau = -0,1$ $p = 0,05$	– $\tau = 0,06$ $p = 0,243$	* $\tau = 0,15$ $p = 0,035$	– $\tau = -0,08$ $p = 0,093$	* $\tau = 0,12$ $p = 0,046$
K^+	– $\tau = -0,01$ $p = 0,851$	– $\tau < 0,01$ $p = 0,992$	* $\tau = -0,13$ $p = 0,013$	** $\tau = 0,16$ $p = 0,002$	– $\tau = 0,1$ $p = 0,074$	– $\tau = -0,05$ $p = 0,3$	*** $\tau = 0,29$ $p < 0,001$
Ca^{2+}	– $\tau = -0,05$ $p = 0,28$	– $\tau < 0,01$ $p = 0,99$	** $\tau = -0,2$ $p = 0,002$	* $\tau = 0,12$ $p = 0,018$	– $\tau = 0,09$ $p = 0,126$	– $\tau = 0,01$ $p = 0,815$	– $\tau = 0,03$ $p = 0,696$
Mg^{2+}	– $\tau = -0,02$ $p = 0,565$	– $\tau = -0,02$ $p = 0,579$	* $\tau = -0,15$ $p = 0,021$	*** $\tau = 0,16$ $p < 0,001$	– $\tau = 0,01$ $p = 0,835$	– $\tau = 0,02$ $p = 0,645$	– $\tau = 0,11$ $p = 0,196$

Tabelle 8: Korrelation $g_{\min}$ und abgewaschene Ionen von den Blattoberflächen für Fichte und Kiefer für die Nadeljahrgänge

Ergebnisse einer Kendall-Korrelation zwischen $g_{\min}$ und der Leitfähigkeit beziehungsweise den in der Abwaschlösung gemessenen Ionen (Natrium, H_3O^+ , Ammonium, Nitrat, Sulfat, Chlorid, Kalium, Calcium und Magnesium) für Fichte und Kiefer für die verschiedenen Nadeljahrgänge. Der Korrelationskoeffizient τ sowie der p-Wert eines Kendall Korrelationstests sind angegeben. Außerdem bilden die Sterne die signifikanten p-Werte ab, wobei schwarze Markierungen positive Korrelationen und rote Markierungen negative Korrelationen widerspiegeln. $0,05 > p \geq 0,01$: *; $0,01 > p \geq 0,001$: **; $0,001 > p$: ***; nicht signifikant: –.

	Fichte			Kiefer	
	Nadeljahrgang 1	Nadeljahrgang 2	Nadeljahrgang 3	Nadeljahrgang 1	Nadeljahrgang 2
Leitfähigkeit	– $\tau = -0,05$ $p = 0,317$	** $\tau = -0,17$ $p = 0,001$	*** $\tau = -0,17$ $p < 0,001$	*** $\tau = 0,15$ $p < 0,001$	** $\tau = 0,12$ $p = 0,002$
Na ⁺	– $\tau = 0,01$ $p = 0,855$	– $\tau = -0,05$ $p = 0,402$	– $\tau = -0,07$ $p = 0,248$	* $\tau = 0,1$ $p = 0,012$	– $\tau = 0,02$ $p = 0,571$
H ₃ O ⁺	– $\tau = -0,04$ $p = 0,407$	** $\tau = -0,12$ $p = 0,009$	*** $\tau = -0,22$ $p < 0,001$	* $\tau = -0,1$ $p = 0,013$	*** $\tau = -0,17$ $p < 0,001$
NH ₄ ⁺	– $\tau = -0,04$ $p = 0,498$	– $\tau = -0,09$ $p = 0,067$	*** $\tau = -0,18$ $p < 0,001$	– $\tau = -0,04$ $p = 0,427$	– $\tau = -0,06$ $p = 0,16$
NO ₃ [–]	*** $\tau = -0,17$ $p < 0,001$	* $\tau = -0,1$ $p = 0,024$	** $\tau = -0,12$ $p = 0,009$	** $\tau = -0,1$ $p = 0,009$	*** $\tau = -0,14$ $p < 0,001$
SO ₄ ^{2–}	*** $\tau = -0,17$ $p < 0,001$	* $\tau = -0,1$ $p = 0,029$	*** $\tau = -0,2$ $p < 0,001$	** $\tau = -0,1$ $p = 0,009$	– $\tau = -0,04$ $p = 0,25$
Cl [–]	* $\tau = -0,11$ $p = 0,019$	*** $\tau = -0,16$ $p < 0,001$	*** $\tau = -0,18$ $p < 0,001$	– $\tau = 0,03$ $p = 0,496$	– $\tau = -0,03$ $p = 0,455$
K ⁺	– $\tau = -0,01$ $p = 0,868$	* $\tau = -0,1$ $p = 0,024$	* $\tau = -0,11$ $p = 0,013$	* $\tau = 0,1$ $p = 0,01$	* $\tau = 0,08$ $p = 0,038$
Ca ²⁺	** $\tau = -0,14$ $p = 0,002$	– $\tau = -0,04$ $p = 0,4$	* $\tau = -0,11$ $p = 0,014$	– $\tau = 0,06$ $p = 0,109$	* $\tau = 0,09$ $p = 0,016$
Mg ²⁺	– $\tau = -0,05$ $p = 0,291$	* $\tau = -0,09$ $p = 0,046$	** $\tau = -0,12$ $p = 0,009$	– $\tau = 0,05$ $p = 0,243$	* $\tau = 0,09$ $p = 0,016$

Tabelle 9: Korrelation π_{TLP} und abgewaschene Ionen von den Blattoberflächen für Buche und Eiche für die Beprobungszeitpunkte

Ergebnisse einer Kendall-Korrelation zwischen π_{TLP} und der Leitfähigkeit beziehungsweise den in der Abwaschlösung gemessenen Ionen (Natrium, H_3O^+ , Ammonium, Nitrat, Sulfat, Chlorid, Kalium, Calcium und Magnesium) für Buche und Eiche für die verschiedenen Beprobungszeitpunkte (Frühsommer, Sommer, Spätsommer). Der Korrelationskoeffizient τ sowie der p-Wert eines Kendall Korrelationstests sind angegeben. Außerdem bilden die Sterne die signifikanten p-Werte ab, wobei schwarze Markierungen positive Korrelationen und rote Markierungen negative Korrelationen widerspiegeln. $0,05 > p \geq 0,01$: *; $0,01 > p \geq 0,001$: **; $0,001 > p$: ***; nicht signifikant: –.

	Buche			Eiche		
	Frühsommer	Sommer	Spätsommer	Frühsommer	Sommer	Spätsommer
Leitfähigkeit	– $\tau = 0,01$ $p = 0,837$	*** $\tau = 0,22$ $p < 0,001$	– $\tau = 0,03$ $p = 0,63$	– $\tau = -0,13$ $p = 0,135$	*** $\tau = -0,27$ $p < 0,001$	– $\tau = -0,11$ $p = 0,294$
Na^+	– $\tau = 0,08$ $p = 0,138$	– $\tau = -0,01$ $p = 0,875$	– $\tau = -0,01$ $p = 0,907$	* $\tau = -0,22$ $p = 0,023$	*** $\tau = -0,26$ $p < 0,001$	– $\tau = -0,06$ $p = 0,545$
H_3O^+	– $\tau = 0,02$ $p = 0,756$	– $\tau = -0,01$ $p = 0,903$	*** $\tau = -0,3$ $p < 0,001$	– $\tau = -0,1$ $p = 0,23$	*** $\tau = -0,39$ $p < 0,001$	** $\tau = -0,28$ $p = 0,004$
NH_4^+	* $\tau = -0,13$ $p = 0,029$	– $\tau = 0,06$ $p = 0,304$	– $\tau = -0,08$ $p = 0,242$	– $\tau = -0,1$ $p = 0,449$	** $\tau = -0,21$ $p = 0,007$	– $\tau = 0,05$ $p = 0,702$
NO_3^-	– $\tau = -0,1$ $p = 0,074$	* $\tau = -0,1$ $p = 0,038$	*** $\tau = -0,29$ $p < 0,001$	– $\tau = -0,19$ $p = 0,078$	* $\tau = -0,15$ $p = 0,044$	– $\tau < 0,01$ $p = 1$
SO_4^{2-}	– $\tau = 0,06$ $p = 0,245$	– $\tau < 0,01$ $p = 0,917$	– $\tau = -0,04$ $p = 0,442$	** $\tau = -0,25$ $p = 0,009$	* $\tau = -0,17$ $p = 0,017$	– $\tau = 0,11$ $p = 0,266$
Cl^-	– $\tau = -0,01$ $p = 0,883$	– $\tau = -0,02$ $p = 0,646$	** $\tau = -0,16$ $p = 0,003$	* $\tau = -0,21$ $p = 0,046$	– $\tau = -0,04$ $p = 0,535$	– $\tau = 0,02$ $p = 0,836$
K^+	– $\tau = 0,03$ $p = 0,513$	– $\tau = 0,06$ $p = 0,188$	– $\tau < 0,01$ $p = 0,956$	** $\tau = -0,25$ $p = 0,005$	*** $\tau = -0,24$ $p < 0,001$	– $\tau = -0,09$ $p = 0,33$
Ca^{2+}	– $\tau = 0,06$ $p = 0,195$	– $\tau = 0,01$ $p = 0,739$	*** $\tau = -0,2$ $p < 0,001$	– $\tau = -0,16$ $p = 0,059$	*** $\tau = -0,19$ $p < 0,001$	– $\tau = 0,05$ $p = 0,607$
Mg^{2+}	*** $\tau = 0,17$ $p < 0,001$	– $\tau = 0,03$ $p = 0,411$	* $\tau = -0,13$ $p = 0,013$	– $\tau = -0,15$ $p = 0,062$	*** $\tau = -0,29$ $p < 0,001$	– $\tau = -0,04$ $p = 0,651$

Tabelle 10: Korrelation π_{TLP} und abgewaschene Ionen von den Blattoberflächen für Fichte und Kiefer für die Beprobungszeitpunkte

Ergebnisse einer Kendall-Korrelation zwischen π_{TLP} und der Leitfähigkeit beziehungsweise den in der Abwaschlösung gemessenen Ionen (Natrium, H_3O^+ , Ammonium, Nitrat, Sulfat, Chlorid, Kalium, Calcium und Magnesium) für Fichte und Kiefer für die verschiedenen Beprobungszeitpunkte (Frühsommer, Sommer, Spätsommer). Der Korrelationskoeffizient τ sowie der p-Wert eines Kendall Korrelationstests sind angegeben. Außerdem bilden die Sterne die signifikanten p-Werte ab, wobei schwarze Markierungen positive Korrelationen und rote Markierungen negative Korrelationen widerspiegeln. $0,05 > p \geq 0,01$: *; $0,01 > p \geq 0,001$: **; $0,001 > p$: ***; nicht signifikant: –.

	Fichte			Kiefer			
	Früh-sommer	Spät-sommer	Winter	Früh-sommer	Sommer	Spät-sommer	Winter
Leitfähig-keit	** $\tau = 0,17$ $p = 0,007$	– $\tau < 0,01$ $p = 0,991$	– $\tau = 0,15$ $p = 0,064$	*** $\tau = 0,2$ $p < 0,001$	* $\tau = -0,15$ $p = 0,012$	– $\tau = 0,07$ $p = 0,267$	– $\tau = 0,05$ $p = 0,707$
Na^+	– $\tau = -0,01$ $p = 0,843$	– $\tau = -0,07$ $p = 0,211$	** $\tau = 0,3$ $p = 0,002$	– $\tau = 0,01$ $p = 0,876$	– $\tau = -0,07$ $p = 0,259$	– $\tau = -0,01$ $p = 0,875$	– $\tau = -0,25$ $p = 0,233$
H_3O^+	– $\tau < 0,01$ $p = 0,983$	** $\tau = -0,13$ $p = 0,003$	*** $\tau = -0,45$ $p < 0,001$	– $\tau = 0,04$ $p = 0,57$	– $\tau = -0,04$ $p = 0,582$	*** $\tau = -0,32$ $p < 0,001$	– $\tau = 0,17$ $p = 0,195$
NH_4^+	– $\tau = 0,04$ $p = 0,591$	* $\tau = 0,12$ $p = 0,01$	** $\tau = -0,23$ $p = 0,009$	– $\tau = 0,07$ $p = 0,403$	* $\tau = 0,16$ $p = 0,032$	– $\tau = 0,08$ $p = 0,159$	** $\tau = -0,43$ $p = 0,002$
NO_3^-	– $\tau < 0,01$ $p = 0,959$	– $\tau = 0,02$ $p = 0,649$	** $\tau = -0,2$ $p = 0,001$	– $\tau = -0,08$ $p = 0,281$	* $\tau = 0,12$ $p = 0,047$	– $\tau = -0,03$ $p = 0,62$	** $\tau = -0,37$ $p = 0,005$
SO_4^{2-}	– $\tau = -0,04$ $p = 0,577$	– $\tau = 0,07$ $p = 0,119$	** $\tau = -0,17$ $p = 0,006$	– $\tau = -0,06$ $p = 0,349$	– $\tau = -0,01$ $p = 0,938$	– $\tau = -0,03$ $p = 0,648$	– $\tau = -0,12$ $p = 0,378$
Cl^-	* $\tau = 0,14$ $p = 0,031$	* $\tau = -0,1$ $p = 0,019$	– $\tau = -0,1$ $p = 0,135$	– $\tau = 0,14$ $p = 0,052$	** $\tau = -0,21$ $p = 0,007$	– $\tau = -0,01$ $p = 0,834$	– $\tau = -0,03$ $p = 0,836$
K^+	** $\tau = 0,16$ $p = 0,006$	– $\tau = 0,06$ $p = 0,21$	– $\tau = -0,12$ $p = 0,05$	– $\tau = 0,1$ $p = 0,122$	– $\tau = 0,06$ $p = 0,341$	– $\tau = -0,03$ $p = 0,515$	– $\tau = -0,17$ $p = 0,255$
Ca^{2+}	– $\tau = 0,04$ $p = 0,514$	– $\tau = 0,02$ $p = 0,687$	** $\tau = 0,26$ $p = 0,004$	– $\tau < 0,01$ $p = 0,985$	– $\tau = 0,12$ $p = 0,063$	– $\tau = 0,02$ $p = 0,759$	– $\tau = 0,03$ $p = 0,947$
Mg^{2+}	– $\tau = 0,09$ $p = 0,111$	– $\tau = 0,02$ $p = 0,593$	– $\tau = -0,03$ $p = 0,713$	– $\tau = 0,09$ $p = 0,149$	– $\tau = -0,13$ $p = 0,053$	– $\tau = 0,03$ $p = 0,524$	– $\tau = 0,42$ $p = 0,108$

Tabelle 11: Korrelation π_{TLP} und abgewaschene Ionen von den Blattoberflächen für Fichte und Kiefer für die Nadeljahrgänge

Ergebnisse einer Kendall-Korrelation zwischen π_{TLP} und der Leitfähigkeit beziehungsweise den in der Abwaschlösung gemessenen Ionen (Natrium, H_3O^+ , Ammonium, Nitrat, Sulfat, Chlorid, Kalium, Calcium und Magnesium) für Fichte und Kiefer für die verschiedenen Nadeljahrgänge. Der Korrelationskoeffizient τ sowie der p-Wert eines Kendall Korrelationstests sind angegeben. Außerdem bilden die Sterne die signifikanten p-Werte ab, wobei schwarze Markierungen positive Korrelationen und rote Markierungen negative Korrelationen widerspiegeln. $0,05 > p \geq 0,01$: *; $0,01 > p \geq 0,001$: **; $0,001 > p$: ***; nicht signifikant: –.

	Fichte			Kiefer	
	Nadeljahrgang 1	Nadeljahrgang 2	Nadeljahrgang 3	Nadeljahrgang 1	Nadeljahrgang 2
Leitfähigkeit	* $\tau = 0,15$ $p = 0,02$	– $\tau = -0,02$ $p = 0,7$	– $\tau = -0,06$ $p = 0,362$	** $\tau = 0,13$ $p = 0,006$	– $\tau = -0,05$ $p = 0,289$
Na ⁺	– $\tau = 0,02$ $p = 0,841$	– $\tau = -0,07$ $p = 0,285$	– $\tau = -0,06$ $p = 0,414$	– $\tau = -0,05$ $p = 0,32$	– $\tau = -0,07$ $p = 0,172$
H ₃ O ⁺	– $\tau = -0,09$ $p = 0,095$	*** $\tau = -0,25$ $p < 0,001$	*** $\tau = -0,18$ $p < 0,001$	** $\tau = -0,15$ $p = 0,002$	*** $\tau = -0,2$ $p < 0,001$
NH ₄ ⁺	– $\tau = 0,03$ $p = 0,678$	– $\tau = -0,02$ $p = 0,742$	– $\tau = -0,07$ $p = 0,23$	– $\tau = 0,06$ $p = 0,264$	– $\tau = 0,08$ $p = 0,143$
NO ₃ [–]	** $\tau = -0,16$ $p = 0,005$	– $\tau = -0,05$ $p = 0,38$	– $\tau = -0,1$ $p = 0,07$	– $\tau = -0,04$ $p = 0,385$	– $\tau = -0,07$ $p = 0,161$
SO ₄ ^{2–}	– $\tau = -0,1$ $p = 0,086$	– $\tau = -0,09$ $p = 0,108$	* $\tau = -0,13$ $p = 0,013$	* $\tau = -0,11$ $p = 0,024$	* $\tau = -0,11$ $p = 0,021$
Cl [–]	– $\tau = 0,02$ $p = 0,772$	** $\tau = -0,18$ $p = 0,001$	*** $\tau = -0,21$ $p < 0,001$	– $\tau = -0,08$ $p = 0,102$	* $\tau = -0,12$ $p = 0,012$
K ⁺	– $\tau = 0,1$ $p = 0,058$	** $\tau = -0,16$ $p = 0,002$	– $\tau = -0,02$ $p = 0,679$	– $\tau = 0,04$ $p = 0,446$	– $\tau = -0,02$ $p = 0,627$
Ca ²⁺	– $\tau = 0,05$ $p = 0,43$	– $\tau = -0,08$ $p = 0,171$	– $\tau = -0,11$ $p = 0,054$	– $\tau = 0,04$ $p = 0,466$	– $\tau = -0,05$ $p = 0,25$
Mg ²⁺	* $\tau = 0,13$ $p = 0,021$	* $\tau = -0,12$ $p = 0,034$	* $\tau = -0,14$ $p = 0,013$	– $\tau = -0,02$ $p = 0,754$	– $\tau = -0,04$ $p = 0,377$