

Schlussbericht

zum Vorhaben

Thema:

**Auswirkungen großflächiger abiotischer und biotischer
Waldschäden auf Wasserdienstleistungen
– Implementierung eines langfristigen Monitoring-Systems
(AUWADI)**

Datum der Veröffentlichung:

Juli 2025

Autor:innen:

**Daphné Freudiger, Bernd Ahrends, Jonathan Wolf, Birte
Scheler, Philip Beckschäfer, Henning Meesenburg, Ulrike
Talkner**

Zuwendungsempfänger:

**Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt,
Abteilung Umweltkontrolle**

Projektlaufzeit:

01.04.2022 – 31.03.2024

Förderung:

**Durch das Land Niedersachsen im Rahmen
des Sondervermögens
„Wirtschaftsförderfonds – Ökologischer
Bereich“ (Maßnahmenpaket
Stadt.Land.Zukunft-SLZ),
Maßnahme: Forschung zur Anpassung
klimaresilienter Wälder**



GESELLSCHAFTSVERTRAG
Stadt.Land.Zukunft.

Auswirkungen großflächiger abiotischer und biotischer Waldschäden auf Wasserdienstleistungen

- Implementierung eines langfristigen Monitoring-Systems

Daphné Freudiger, Bernd Ahrends, Jonathan Wolf, Birte Scheler, Philip Beckschäfer, Henning Meesenburg, Ulrike Talkner

Zusammenfassung

Eine durch den Klimawandel hervorgerufene Verschiebung von Klimavariablen verändert die Anzahl der Extremereignisse sehr deutlich. Extremere Wetterbedingungen wie Dürren und Hitzewellen begünstigen die Ausbreitung von Forstschädlingen, die in den vergangenen Jahren zu umfassenden Kalamitätshieben im Harz aufgrund von Borkenkäferbefall geführt haben. Holzerntemaßnahmen verändern die natürlichen Nährstoff- und Wasserkreisläufe und somit auch die Qualität und Quantität der Abflüsse aus den abgeholzten Einzugsgebieten. Wie aus Literaturstudien bekannt, führen die Kalamitätshiebe für die Dauer von drei bis fünf Jahren zu hohen Nitratausträgen. Ein Zuviel an Nitrat im Wasser ist gesundheitsschädlich und kann zur Eutrophierung von Flüsse und Gewässer führen.

Die Dynamik entsprechender Kalamitäten lässt sich gut mit Hilfe des Blattflächenindex' beschreiben. Entsprechend ermöglichen die aus Sentinel-2-Daten abgeleiteten Blattflächenindizes die Intensität der Kalamitätshiebe in einem Bestand oder einem ganzen Einzugsgebiet dynamisch zu quantifizieren. Die eingesetzte Methodik eröffnet neue Perspektiven für die Erforschung des Wasserhaushalts von Wäldern. Sie ermöglicht eine verbesserte Überwachung und Vorhersage von Wasserverfügbarkeit, Verdunstungsraten und anderen wichtigen hydrologischen Parametern in Waldökosystemen. Darüber hinaus kann sie dazu beitragen, die Auswirkungen von Umweltveränderungen, wie beispielsweise Klimawandel, Waldbränden oder anderen biotischen und abiotischen Waldschäden, auf den Wasserhaushalt von Wäldern besser zu verstehen.

Die Untersuchungen zur Wasserqualität in der Langen Bramke zeigen auf allen Untersuchungsstandorten einen Anstieg der Nitrat-Konzentrationen in der Bodenlösung. Von hier wird das gut wasserlösliche Nitrat weiter verlagert und es zeigt sich ebenfalls ein deutlicher Anstieg im Oberflächengewässer. Die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung wurden jedoch im Bachwasser nicht überschritten. Mit den Austrägen des Anions Nitrat sind jedoch auch erhebliche Nährstoffverluste der Begleitkationen Calcium, Magnesium und Kalium verbunden. Da die Magnesiumversorgung der Fichten im Einzugsgebiet vor der Kalamität als „latent mangelhaft“ eingestuft wurde, sind zusätzliche Verluste von Nährstoffkationen kritisch zu sehen. Ob die Nitratausträge in der Langen Bramke schon ihr Maximum erreicht haben, kann noch nicht abschließend gesagt werden. Auffällig und überraschend ist zum gegenwärtigen Zeitpunkt jedoch der schnelle Rückgang der Konzentrationen. Die verschiedenen Managementvarianten haben bisher einen deutlich geringeren Einfluss auf die Nitratkonzentrationen als ursprünglich angenommen. Die Unterschiede fallen deutlich geringer aus, als zwischen den einzelnen Standorten im Untersuchungsgebiet.

Eine Veränderung der Konzentrationen an gelöstem organischem Kohlenstoff (dissolved organic carbon, DOC) konnte bisher nicht festgestellt werden. Da sich aufgrund der z.Z. fehlenden Vegetation die Wasserflüsse erhöht haben, ist bei gleichgebliebenen Konzentrationen von einem leichten Anstieg der DOC-Flüsse auszugehen.

Inhalt

Zusammenfassung.....	1
1. Einleitung.....	4
1.1 Versuchsdesign.....	7
2. Metadatenanalyse.....	8
3. Datengrundlagen.....	11
3.1 Untersuchungsgebiet Lange Bramke.....	11
3.2 Fernerkundungsdaten	15
3.2.1 LiDAR Daten.....	15
3.2.2 Sentinel-2-Satellitendaten.....	15
3.3 Klimadaten.....	16
3.4 Erfassung von Bodenlösung, -feuchte und -matrixpotenzial in den Managementvarianten	17
3.5 Bachwasser	17
3.6 Grundwassermessstellen	17
3.7 Vegetationsaufnahmen	18
3.8 Bepflanzung.....	18
4. Methoden.....	18
4.1 Großflächige Bestimmung des LAI mit Fernerkundungsdaten	18
4.1.1 Generelles Vorgehen	18
4.1.2 Modellierung des LAI mit LiDAR Daten	18
4.1.3 Sentinel-2 basierte Variablen zur Modellierung des LAI	19
4.2 Erstellung von Klassifikationskarten.....	20
5. Ergebnisse.....	20
5.1 Großflächige Bestimmung des LAI mit Fernerkundungsdaten	20
5.1.1 LiDAR basierter LAI	20
5.1.2 Sentinel-2 Variablenauswahl für die LAI Modellierung.....	21
5.1.3 Sentinel-2 LAI Model	22
5.1.4 Vergleich der LAI-Bestimmung aus LiDAR- und Sentinel-2-Daten	23
5.1.5 Validierung der LAI-Bestimmung mit LAI-Bodendaten	24
5.2 Klassifikationskarten.....	25
5.2.1 Genauigkeit der Klassifikationskarten.....	25
5.2.2 Kalamitätsverlauf in der Großen Bramke und deren Teileinzugsgebieten	25
5.3 Veränderung der Wasserqualität	27
5.3.1 In der Bodenlösung.....	27
5.3.2 Im Bachwasser.....	33
5.4 Veränderung des Wasserhaushaltes	36

5.5	Vegetationsaufnahmen	36
6.	Diskussion.....	37
6.1	LAI Bestimmung mit Fernerkundungsdaten.....	37
6.1.1	Sentinel-2 Modelle und Variablenauswahlprozess	38
6.1.2	Topographische Effekte auf die LAI-Bestimmung	39
6.1.3	Temporäre Schwankungen der LAI-Werte	39
6.2	Klassifikation der Flächen im Untersuchungsgebiet	39
6.3	Veränderung der Wasserqualität nach der Borkenkäferkalamität.....	40
6.3.1	Nitrat	40
6.3.2	Nährstoffkationen	42
6.3.3	Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC)	42
6.3.4	Räumliche Heterogenität	43
7.	Ausblick.....	44
8.	Referenzen	45
9.	Anhang.....	51

1. Einleitung

Während in der Vergangenheit Trockenstressereignisse häufig auf ein Jahr beschränkt waren (z.B. 1959, 1964, 1976, 2003 – Puhlmann et al., 2019), zeigte sich in den letzten Jahren für große Teile Europas eine Häufung an Trockenperioden, die für die letzten Jahrhunderte beispiellos ist (Buras et al., 2020; Rakovec et al., 2022). Unmittelbar aufeinanderfolgende Trockenjahre in Deutschland und weiten Teilen Mitteleuropas führten landnutzungsübergreifend zu gravierenden Einschränkungen hinsichtlich der Wasserverfügbarkeit und Wasserqualität und unterstreichen die Notwendigkeit weiterer Anpassungsmaßnahmen (Blauhut et al., 2021; van der Wiel et al., 2022; Rakovec et al., 2022). Die fehlende Erholung in den dazwischen liegenden Wintern in Kombination mit vorangegangenen Stürmen (v.a. Orkantief Friederike im Januar 2018) und biotischen Schäden hat zu einem ungewöhnlich hohen Anteil an Kalamitätshieben geführt (Maitah et al., 2022; von Arnim et al., 2021; Toth et al., 2020). Zahlreiche Studien der Klimafolgenforschung betonen, dass in Mitteleuropa mit der globalen Erwärmung häufigere und länger andauernde Hitzeperioden mit geringen Niederschlägen auftreten werden (Grillakis et al., 2019; Samaniego et al., 2018; Thiele et al., 2017; Ziche et al., 2021). Bei entsprechend ausgeprägten Trockenperioden ist eine Zunahme des Trockenstress- und Mortalitätsrisikos von Bäumen zu erwarten (Allen et al., 2010; McDowell et al., 2008) und zwar sowohl direkt durch physiologische Wirkungen oder auch indirekt durch Wirkungen auf Schaderreger (Schlyter et al., 2006; Weed et al., 2013; Walthert et al., 2021). Entsprechend kam es in den letzten Jahren weltweit zu Borkenkäfermassenvermehrungen in Nadelwäldern und hohen Mortalitätsraten (Andrus et al. 2025; Anders et al. 2025; Bretfeld et al. 2021; Francis et al. 2025).

Auch in Niedersachsen und insbesondere im Harz sind in den letzten Jahren große Waldflächen geschädigt worden (s. Abb. 1). Mit dem Klimawandel ist deshalb ein entsprechender Rückgang der Waldbedeckung verbunden (z.B. Hlásny et al., 2021; Seidl et al., 2017; Thom & Seidl, 2016). Ein hoher Waldanteil in Wassergewinnungsgebieten ist jedoch ein Garant für eine gute Rohwasserqualität in der Trinkwasserversorgung (Ahrends et al., 2011, DVGW, 2016). Entsprechend blicken derzeit viele Wasserversorger sehr beunruhigt auf die aktuellen und zukünftigen Waldentwicklungen. Viele Ökosystemstudien haben gezeigt, dass infolge der Bestandesstörungen nach Borkenkäferausbrüchen die Konzentration von gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC), gelöstem organischen Stickstoff (DON) und Nitrat (NO_3^-) in der Bodenlösung, in Fließgewässern und im Grundwasser für mehrere Jahre ansteigen, bevor sie auf das ursprüngliche Niveau sinken (Edburg et al., 2012; Kaňa et al., 2015; Kopáček et al., 2023, 2017), oder dieses unterschreiten (Klinck et al. 2013; Mupepele & Dormann 2017). Dies kann sich in betroffenen Gebieten, in denen Oberflächengewässer eine wesentliche, überregionale Trinkwasserressource darstellen, negativ auf die Trinkwassergewinnung auswirken. Neben der Bewertung der Austräge von Nitrat sind vor allem die DOC-Konzentrationen von großem Interesse. DOC ist der aktivste Kohlenstoffpool im Boden und spielt eine entscheidende Rolle für den Kohlenstoffkreislauf im Boden, die Pflanzenproduktivität und die Bewertung der Gewässerqualität. Entsprechend ist eine genaue Einschätzung der DOC-Konzentrationen im Boden für die Bewertung der Ökosystemfunktionen und –leistungen von wesentlicher Bedeutung.

Aber nicht nur die Stoffkreisläufe werden durch die Kahlfächen und veränderten Bestandsstrukturen modifiziert, sondern es bestehen auch Wechselwirkungen zum Wasserrückhalt der Wälder. Aktuelle Studien belegen, dass der Abfluss aus Waldeinzugsgebieten nach Kalamitäten abhängig von den klimatischen Bedingungen (trocken/nass, Evapotranspiration, Schneeschmelze) sowie von den Mortalitäts- und Wiederaufforstungsraten abnehmen oder zunehmen kann (Goeking & Tarboton, 2020; Ren et al., 2021). Eine umfassende Auseinandersetzung mit dem Abflussverhalten in Einzugsgebieten ist jedoch auch für die Ableitung von Stoffflüssen notwendig, da es eine Wechselwirkung zwischen dem Stoff- und dem Wasserhaushalt gibt und somit die Wasserqualität stark durch die Wassermenge beeinflusst wird.



Juni 2021



Mai 2022



Okt. 2022



Sept. 2023

Abbildung 1: Veränderung der Waldstruktur im Harz nach der Borkenkäferkalamität. Die Fotos wurden vom Kamm genommen auf der Intensiven Monitoringfläche der Langen Bramke. (Fotos: Bernd Ahrends, Daphné Freudiger)

Erfahrungen nach anderen großflächigen Schadereignissen (z. B. Sturmwurf, Waldbrand oder Dürre) zeigen, dass nach einer gewissen Zeit eine Wiederherstellung der Ökosystemfunktionen erfolgt (Georgiev et al., 2021; Hellsten et al., 2015). Dennoch sind die Treiber, die den zeitlichen Ablauf der Veränderungen in Wasser-, Kohlenstoff- und Nährstoffkreisläufen nach einer Kalamität erklären, sowie das Ausmaß und die Dauer dieser Veränderungen noch nicht vollständig verstanden. Insbesondere die Veränderungen der DOC-Austräge nach Schadereignissen wurden selten untersucht. Das Verständnis dieser Prozesse ist entscheidend, um die Bereitstellung von Wasserdienstleistungen in käferbefallenen Einzugsgebieten im Kontext des Klimawandels vorherzusagen und angemessene Maßnahmen zur Stärkung der Waldresilienz zu ergreifen.

Um das Ausmaß der Veränderungen auf die Wasserqualität und –quantität beurteilen zu können, muss der zeitliche Verlauf der Kalamitätsschäden erfasst werden. Eine entscheidende Größe bei der Untersuchung des Waldzustands ist der Blattflächenindex (LAI). Der LAI beschreibt das Verhältnis der Gesamtblattfläche zu der von ihr bedeckten Bodenoberfläche und ist damit ein guter Kennwert um die Intensität der Kalamitätshiebe in einem Bestand oder einem ganzen Einzugsgebiet zu quantifizieren. Entsprechend beeinflusst der LAI zahlreiche Prozesse des Wasser- und Stoffhaushaltes (Transpiration, Interzeption, Deposition usw.), da ein Großteil des Austauschs zwischen dem Bestand und der Atmosphäre an der Blattoberfläche stattfindet. Direkte und indirekte LAI-Messungen sind zeitaufwendig und beschränken sich entsprechend auf kleinere räumliche Einheiten.

Fernerkundungsdaten wie LiDAR-Befliegungen und Sentinel-2 Satellitenbilder bieten einzigartige Möglichkeiten, flächendeckende Informationen über die zeitliche Entwicklung des LAI in Wäldern zu erfassen. Beispielsweise haben Meyer et al. (2019) in einem von Buchen dominierten Wald untersucht, ob die Sentinel-2 Red-Edge-Bänder (RE) Vorteile für die Modellierung des LAI im Vergleich zu Landsat-8 Daten haben. Zu diesem Zweck wurden Modelle mittels linearer Regression zwischen LAI-Bodenmessungen und Sentinel-2 basierten Variablen (Bänder und Vegetationsindizes) erstellt und deren

Modellgüte verglichen. Hinsichtlich der Gütemaße ($RMSE = 0.88$ und $R^2 = 0.59$) zeigten sich kaum Unterschiede zwischen Sentinel-2 und Landsat-8. Die höchsten Modellgüten wurden unter Einbeziehung der Bänder 2, 3, RE1 und RE2 sowie durch das kurzwellige Infrarot (SWIR2) erzielt. Es konnte jedoch auch gezeigt werden, dass die RE-Bänder mit dem nahen Infrarot (NIR) hätten ausgetauscht werden können und eine vergleichbare Modellgüte erzielt worden wäre. Darüber hinaus wurde die Problematik des starken Einflusses des Unterwuchses auf die modellierten LAI-Werte hervorgehoben. Vegetationsindizes mit deutlichem Potenzial diesen besser zu erfassen, waren beispielsweise der PSSR (Pigment Specific Simple Ratio), NBR (Normalized Burn Ratio) oder der IRECI (Inverted Red-Edge Chlorophyll Index). Auch diese führten jedoch zu keiner Verbesserung der Modellperformance.

Bei einer vergleichbaren Studie in fichtendominierten Wäldern von Korhonen et al. (2017) wurde jedoch mit dem RE1-Band ein hoher Erklärungswert erzielt, wodurch mit Sentinel-2 etwas bessere Modellgüten erlangt wurden, als mit Landsat-8-Daten. Es wurde ein RMSE von 0.6 erreicht und besonders wichtige Variablen waren RE1, die SWIR-Bänder und der TCARI (Transformed Chlorophyll Absorption in Reflectance Index). Ein Großteil der Referenzdaten zur Modellkalibrierung und -validierung wurde mithilfe von LiDAR-Daten berechnet. Es gibt zwei verschiedene allgemeine Ansätze zur Ableitung des LAI mithilfe von ALS (airborne laser scanning)-Daten. Entweder werden empirische Regressionsmodelle mit Höhen- und Intensitätsmetriken trainiert oder die Modellierung erfolgt auf Basis des Lückenanteils (Tian et al. 2021). Eine Herausforderung bei der Schätzung des LAI mit Vegetationsindizes ist die Sättigung der Modellergebnisse bei höheren LAI-Werten. Wang et al. (2022) haben gezeigt, dass eine Kombination aus Vegetationsindizes und Texturen das Sättigungsproblem teilweise lösen kann.

Die Zeit, die ein Einzugsgebiet braucht um sich von einer Kalamität zu erholen, hängt nicht nur vom Ausmaß der Kalamität, sondern auch von den angewendeten Managementstrategien ab. Die Auswirkungen von Managemententscheidungen (Räumung, Wiederbewaldung) auf die Ökosystemleistungen des Waldes sind nicht vollständig bekannt, da die meisten Studien in unbewirtschafteten Wäldern stattfanden. Das Belassen der abgestorbenen Bäume (Dürrständer) auf der Fläche führt zu einem veränderten Mikroklima und zu einem höheren Totholzanteil im Vergleich zur Flächenräumung. Beides wirkt sich unmittelbar auf den Wasser- und Nährstoffhaushalt, aber auch auf den Kohlenstoffhaushalt und die Biodiversität der Wälder aus. Wie stark das Ausmaß der Veränderungen sein wird und wie lange dieser Einfluss anhält, ist jedoch unklar. Auch waldbaulich hat das Belassen der Dürrständer Konsequenzen. Es ist bisher allerdings unklar, ob der Schutz und die Beschattung durch die Dürrständer ausreichen, um Schattbaumarten wie die Rotbuche und die Weißtanne erfolgreich etablieren zu können. Zweifelsohne bergen die Dürrständer ein Arbeitsschutzrisiko und erschweren nicht nur die Jungwuchspflege, sondern auch einen kontinuierlichen Messbetrieb.

Schadereignisse wie Borkenkäferkalamitäten oder Stürme stellen das langfristige und kontinuierliche Monitoring von Waldökosystemen vor große Herausforderungen. Gleichzeitig bieten Schadereignisse auf Monitoringflächen auch die Chance, durch den langen Vorlauf von Messungen auf der Fläche aktuelle Strukturveränderungen durch Bestandesstörungen messtechnisch zu begleiten. Das mit Fichten bestockte Einzugsgebiet der Lange Bramke im Oberharz erlebt seit 2021 eine Borkenkäferkalamität (Abbildung 1) und bietet somit eine einzigartige Gelegenheit, eine Plattform zu schaffen, auf der die Auswirkungen von großflächigen Waldschäden auf Ökosystemleistungen des Waldes untersucht werden können. Teilflächen des Einzugsgebietes gehören neben dem Level II-Programm auch dem intensiven forstlichen Umweltmonitoring nach § 41a Bundeswaldgesetz (BMEL 2016) und als Bodendauerbeobachtungsfläche dem Bodendauerbeobachtungsprogramm Niedersachsen (Höper & Meesenburg, 2012) an. Somit liegen schon lange Zeitreihen vor, die bei der Bewertung der aktuellen Ergebnisse eine wichtige Grundlage darstellen.

Ziel des AUWADI-Projekts ist es in einem ersten Schritt (I) den zeitlichen Verlauf der Borkenkäferkalamität und der Schäden auf die Vegetation großflächig für die Lange Bramke und umgehende Einzugsgebiete mittels Fernerkundungsdaten zu ermitteln. In einem zweiten Schritt (II), soll die Instrumentalisierung der Versuchsflächen der Lange Bramke mit einem Netzwerk an Messinstrumenten für verschiedene Waldmanagementstrategien (Dürrstände, Flächenräumung und vitale Bestände, inkl. Verjüngung) erweitert werden. Die in (I) und (II) erzeugten Daten sollen es ermöglichen, die Auswirkungen von (a) großflächigen Waldschäden in Wassereinzugsgebieten und (b) den Kalamitäten folgenden Behandlungsvarianten hinsichtlich einer verbesserten Bewertung von Wasserdienstleistungen zu untersuchen. Im Einzelnen sollen langfristig folgende Fragestellungen betrachtet werden:

- Wie verändert sich der Wasserhaushalt in abgestorbenen Fichtenbeständen gegenüber vollbestockten Beständen?
- Wie unterscheidet sich der Wasserhaushalt auf geräumten Flächen von Schadflächen, auf denen keine Maßnahmen erfolgen (Dürrstände bleiben auf den Flächen)?
- Wie verändern sich die Nitrat- und DOC-Austräge in abgestorbenen Fichtenbeständen gegenüber vollbestockten Beständen?
- Wie unterscheiden sich die Nitrat- und DOC-Austräge auf geräumten Flächen gegenüber Schadflächen, auf denen keine Maßnahmen erfolgen (Dürrstände bleiben auf den Flächen)?

Das AUWADI-Projekt dient zur Einrichtung eines Praxisversuches, der es ermöglicht die obigen Forschungsfragen langfristig experimentell zu begleiten. Die wissenschaftliche Begleitung der oben genannten möglichen Veränderungen der Wasserqualität und -quantität erfordert ein langfristiges Monitoring. Entsprechend sind die in AUWADI installierten Monitoringsysteme eine wichtige Grundlage für die Initialisierung von weiteren Forschungsprojekten und bieten die Möglichkeit die Walderneuerung nach Schadereignissen experimentell zu begleiten.

1.1 Versuchsdesign

Der Untersuchungsansatz beinhaltet drei Ebenen 1) eine Metaanalyse, 2) Langzeitstudien mit Langzeitmessungen vor und nach der Borkenkäferkalamität und 3) Fallstudien mit verschiedenen Managementstrategien nach der Borkenkäferkalamität (Vitale Fläche – Kontrolle, Dürrstände und Flächenräumung; Abb. 2). Jede Ebene liefert für sich allein schon einen wertvollen Beitrag zu den vorab genannten Fragestellungen (Einleitung, Abschnitt 1). In Ihrem Zusammenspiel bieten die drei Bearbeitungsebenen die Möglichkeit, die jeweils gewonnenen Erkenntnisse gegeneinander besser abzusichern, bestehende Unsicherheiten abzuschätzen und notwendigen Forschungsbedarf aufzuzeigen. So bildet die Metaanalyse eine wichtige Grundlage um den aktuellen Stand der Forschung zu beschreiben und hieraus in Verbindung mit den Langzeit- und Fallstudien notwendige Forschungsfragen (Kohlenstoffspeicherung, Bodenrespiration, Modellierungen, usw.) für Folgeanträge abzuleiten. Dieses ist mittlerweile in zahlreichen Anschlussprojekten (vgl. Ausblick) umgesetzt worden. Mit den Langzeitstudien werden die Veränderungen gegenüber der Vergangenheit im Kontext gebracht, während in den Fallstudien die verschiedenen Managementstrategien genauer untersucht werden können.

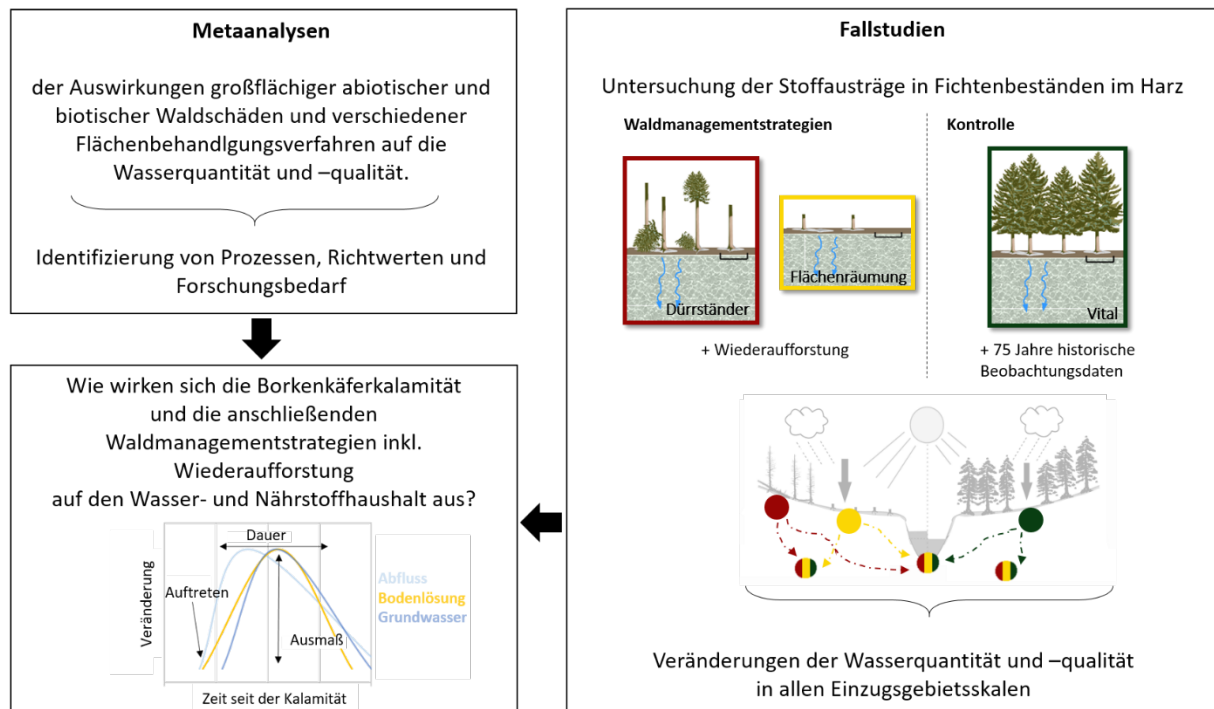


Abbildung 2: Schematische Darstellung des Versuchsdesigns vom AUWADI Projekt.

2. Metadatenanalyse

Die aufeinander folgenden Trockenjahre der jüngsten Vergangenheit und die damit verbundene massenhafte Vermehrung von Borkenkäfern führten weltweit zu einem ungewöhnlich hohen Anteil an Kalamitätshieben. Die dadurch entstandenen Freiflächen haben Konsequenzen für die Wasserqualität und -quantität in bewaldeten Einzugsgebieten. Es ist zu erwarten, dass durch eine beschleunigte Mineralisierung auf den besonnten Freiflächen und die fehlende Stickstofffestlegung im Bestand ein erhöhtes Auswaschungsrisiko für Nitrat (NO_3^-) besteht. Da die Auswaschung basischer Nährstoffkationen sehr eng mit der Auswaschung von Sulfat und Nitrat verknüpft ist (De Vries et al. 2021, Frank & Stuanes 2003) besteht auch das Risiko von bedeutenden Nährstoffverlusten. Im Folgenden werden daher zunächst die Resultate der Literaturrecherche vorgestellt.

Zum Zeitpunkt der Auswertung haben sich bei der Verwendung von Web of Science und Google Scholar (Zugriff 23.12.2023) 57 relevante Publikationen ergeben. Als Suchschema wurde die folgende Abfrage verwendet: ALL=((bark beetle) AND forest AND (soil water OR runoff OR groundwater OR stream OR leachate OR leaching) AND (nitrate OR NO_3 OR nitrogen OR DOC OR dissolved organic carbon OR DON))

Aus 39 Artikeln konnten, die Einzugsgebieteigenschaften, der Zeitpunkt der Konzentrationserhöhung, das Ausmaß, die Dauer und/oder das Maximum der Veränderung abgelesen und aufgelistet werden. Abbildung 3 zeigt eine Wörterwolke aus allen Zusammenfassungen der 57 Publikationen. Die Größe eines Wortes zeigt seine Häufigkeit. Es ist ersichtlich, dass Nitrat viel öfter vorkommt als DOC und Wörter wie „Erhöhung“ und „höher“ kommen besonders häufig vor, was ein Hinweis für eine Steigerung der Stoffkonzentrationen nach der Kalamität ist.

after“ oder ein „before-after-control-impact“ Design der Versuchsanordnung am häufigsten gewählt wurde.

NO_3^- -Konzentrationen im Boden-, Sicker-, Grundwasser und Abfluss nach einer Borkenkäferkalamität waren Gegenstand zahlreicher Studien. Erste Anzeichen erhöhter NO_3^- -Konzentrationen traten in der Regel etwa 1,5 bis 2 Jahre nach der Störung auf (Abbildung 5), und die maximale Konzentration wurde innerhalb eines Zeitraumes zwischen 3 bis 8 Jahren erreicht (z.B. Edburg et al., 2012; Kaňa et al., 2015; Karlsson et al., 2018; Kopáček et al., 2023, 2017). Die Erhöhung der NO_3^- -Konzentration war im Sickerwasser am größten. Geringere Amplituden zeigten sich im Grundwasser und Abfluss. Parallel zu der Veränderung des Stickstoff- und Nährstoffhaushalts wird auch der Kohlenstoffhaushalt durch die beschleunigte Mineralisierung der organischen Substanz auf kalamitätsbedingten Freiflächen beeinflusst. Die Veränderung der DOC-Konzentration nach einer Borkenkäferkalamität wurde jedoch nur selten untersucht (Abbildung 5). In den wenigen vorhandenen Studien stieg die DOC-Konzentration im Sickerwasser und Oberflächenabfluss direkt nach dem Absterben an und erreichte nach 2-3 Jahren ein Maximum (z.B. Huber et al., 2004; Robinson et al., 2022; Trahan et al., 2015).

Insgesamt zeigte sich eine enorme Variabilität zwischen den Studien (Abbildung 5), wobei der Trinkwassergrenzwert für NO_3^- in keiner der Studien über einen längeren Zeitraum im Abfluss überschritten wurde. In allen Studien ging das Niveau der DOC- und NO_3^- -Konzentrationen nur wenige Jahre nach dem Maximum wieder auf das ursprüngliche Niveau zurück; z.T. lagen die Konzentrationen sogar unter dem ursprünglichen Niveau. Der Zeitpunkt und die Dauer der Konzentrationsmaxima unterschieden sich jedoch stark. Faktoren, die diese Unterschiede erklären können, sind die Managementstrategien (z.B. Flächenräumung vs. Belassen der Dürrständer, natürliche vs. künstliche Verjüngung), die Bodenvegetation, der Anteil der betroffenen Bäumen, die klimatischen Bedingungen und die Einzugsgebietsgröße (u.a. Sajdak et al., 2021; Schmidt et al., 2021). Nur wenige Studien haben die Auswirkungen der genannten Einflussfaktoren auf die Nährstoffflüsse detailliert analysiert. Eine allgemeine Übertragung der Ergebnisse auf andere Regionen (wie z.B. dem Harz) erscheint sehr unsicher. Daher sind unbedingt weitere Studien und Simulationsexperimente erforderlich, um die Auswirkungen verschiedener Managementstrategien auf Qualität des Sickerwassers hinreichend genau bewerten zu können.

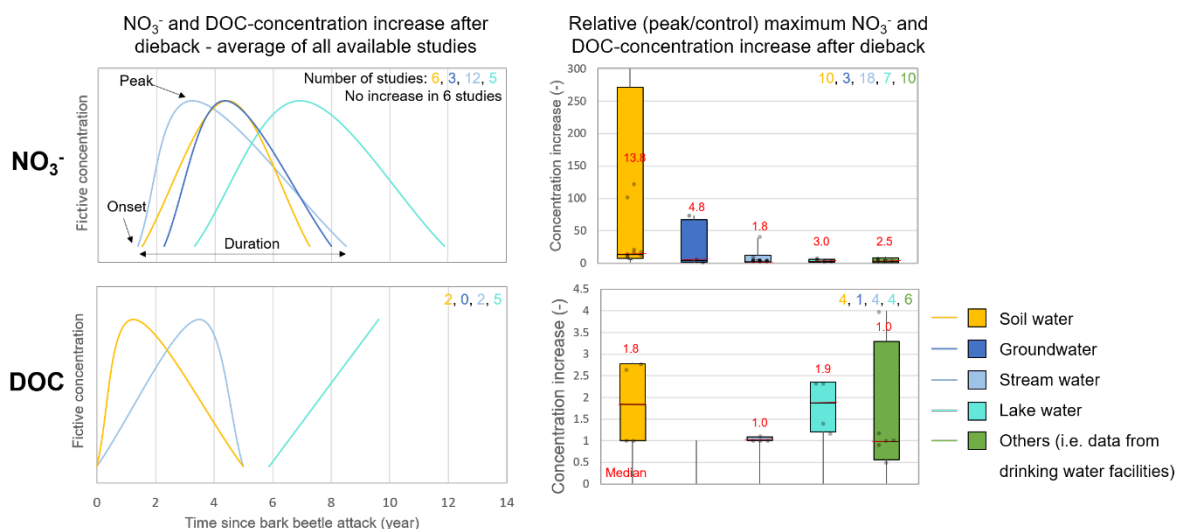


Abbildung 5: Veränderungen der Nitrat- und DOC-Konzentrationen nach einer Borkenkäferkalamität. die Median aller Studien ist hier dargestellt.

Sowohl der Stoff- als auch der Wasserhaushalt zeigen nach Waldstörungen deutliche Reaktionen. In Abhängigkeit von der Art der Störung können diese jedoch recht unterschiedlich ausfallen. Während

nach Kahlschlägen oder Waldbränden mit einer höheren Wasserverfügbarkeit zu rechnen ist, wird in der Literatur nach Borkenkäferkalamitäten auch von geringeren Verfügbarkeiten berichtet (Goeking & Tarboton, 2020). Begründet wird eine geringere Wasserverfügbarkeit durch erhöhte Evapotranspirationsraten. Diese ergeben sich aus einer erhöhten Transpiration der unteren Vegetationsschicht, einer erhöhten Sublimation von Schnee oder einer erhöhten Bodenevaporation durch die höhere Einstrahlung auf den Waldboden (Biederman et al., 2014). Goeking und Tarboton (2020) zeigten, dass die Reaktion des Abflussregimes in Einzugsgebieten nach Störungen von der Vegetationsstruktur, vom Klima und von der Topographie abhängt. Kalamitäten verändern nicht nur die Verteilung der Wasserbilanztherme, sondern auch den maximalen Abfluss und die Saisonalität. Durch den Wandel der Waldstruktur und eine verminderte Interzeption können sich die Schneedecken in Einzugsgebieten verändern. Hiervon sind die Menge und der Zeitpunkt der Schneeschmelze (Pomeroy et al., 2012) und deren isotopische Zusammensetzung (Koeniger et al., 2008) betroffen. Es ist zu erwarten, dass der Wasserhaushalt über Jahre bis Jahrzehnte nach der Kalamität verändert bleibt (Schwarze & Beudert, 2009). Aufgrund der zahlreichen möglichen Auswirkungen von Borkenkäferkalamitäten und die daraus resultierenden Managementstrategien erscheint die Etablierung eines längerfristigen Kalamitätsmonitorings unbedingt erforderlich zu sein.

3. Datengrundlagen

3.1 Untersuchungsgebiet Lange Bramke

Das forsthydrologische Forschungsgebiet der Lange Bramke liegt im niedersächsischen Oberharz und ist zusammen mit der Steilen Bramke und der Dicken Bramke, Teil des Einzugsgebiets der Großen Bramke (3.6 km²), welches in die Okertalsperre mündet (Abbildung 6). Die Okertalsperre wird von den Harzwasserwerken u.a. zur Trinkwasservorbereitung benutzt. Das Einzugsgebiet der Lange Bramke hat eine Fläche von 0.77 km², es liegt in der montanen bis obermontanen Stufe des Harzes und erstreckt sich von ca. 450 bis ca. 700 m. ü. NHN. Das Grundgestein besteht hauptsächlich aus Quarziten, Sandsteinen, Tonschiefern und Schiefern, aus denen sich sehr saure und nährstoffarme Braunerde-Podsole gebildet haben (Ahrends et al. 2010). Alle drei Einzugsgebiete der Großen Bramke sind mit Fichtenbeständen unterschiedlichen Alters bestockt, die jeweils unterschiedliche Management und Behandlungsvarianten darstellen. In der Langen Bramke wurden die Bäume nach einem kompletten Kahlschlag im Jahr 1948 gepflanzt. Im Gebiet der Steilen Bramke wurde 1989 eine hochdosierte Bodenschutzkalkung mit 16 Tonnen pro Hektar durchgeführt. Aufgrund des kompletten Kahlschlages im Jahr 1948 und der aktuell mehr als 65 Jährigen Untersuchungszeitreihen, bietet sich für die vorab formulierte Fragestellung vor allem das Gebiet der Langen Bramke an.

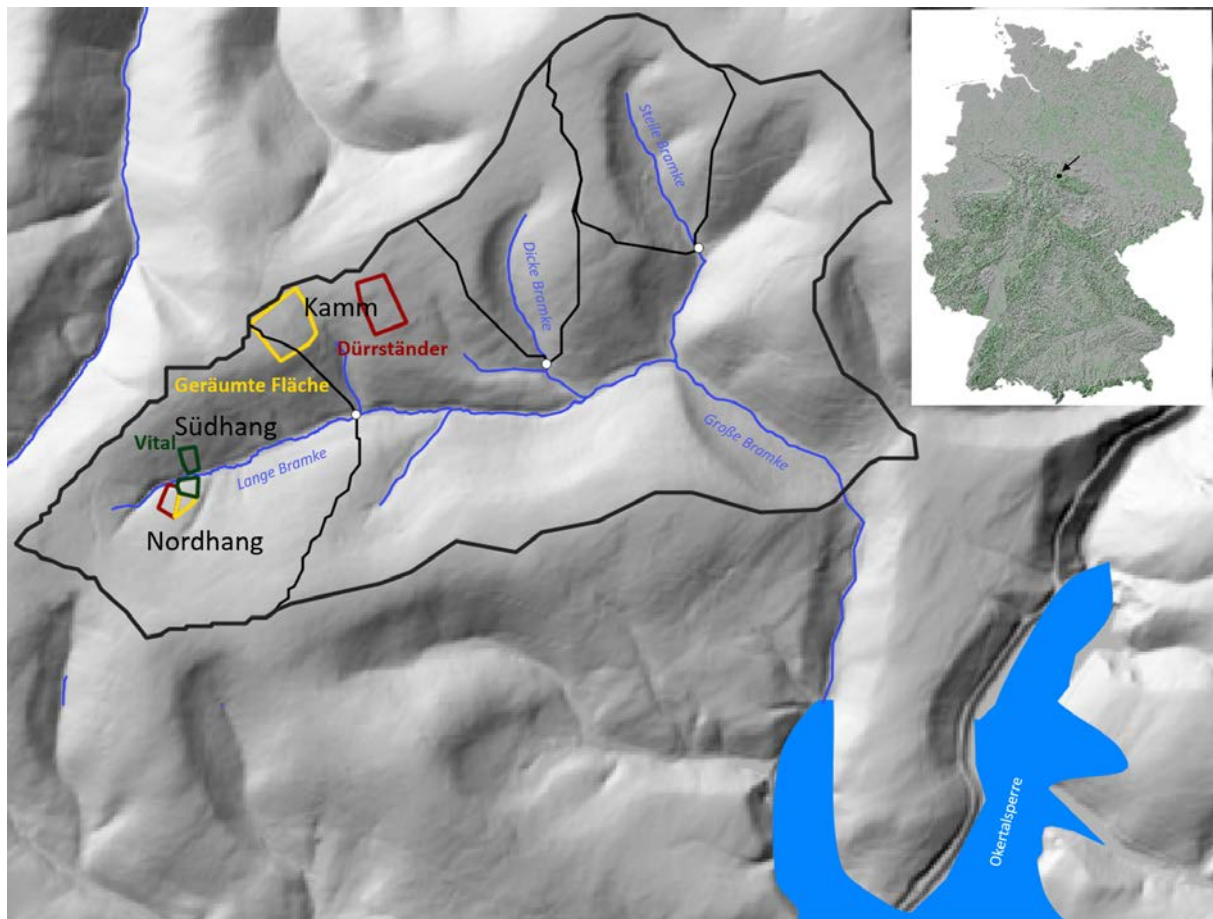


Abbildung 6: Einzugsgebiete der Lange, Steile, Dicke und Große Bramke. Die Versuchspartzen auf dem Kamm, den Südhang und dem Nordhang sind eingezeichnet. Am Auslauf der Einzugsgebiete Lange Bramke, Steile Bramke und Dicke Bramke befinden sich Wehre in denen kontinuierlich der Abfluss gemessen wird und regelmäßig Wasserproben zur chemischen Analyse entnommen werden (weißer Punkt).

In diesem Gebiet werden seit nunmehr über 70 Jahren umfangreiche Untersuchungen des Wasser- und Stoffhaushaltes durchgeführt (Müller et al., 2016, Suttmöller & Meesenburg, 2018). Es ist damit das älteste forsthydrologische Forschungsgebiet in Deutschland. Anlass der Etablierung waren großflächige Kahlschläge im Rahmen von Reparationsmaßnahmen nach dem 2. Weltkrieg. Nachdem dieses Gebiet mit Fichten (*Picea abies* (L.) Karst) bestockt wurde und über Jahrzehnte durch sehr homogene Bestandsverhältnisse gekennzeichnet war, ist es in den letzten Jahren von einer kontinuierlich voranschreitenden Borkenkäferkalamität betroffen. Vom Sommer 2021 bis zum Sommer 2022 verringerte sich der Anteil vitaler Fichten drastisch von knapp 100 % auf ca. 56 % der Gesamteinzugsgebietsfläche und es entstanden 7 % Dürrständerflächen und 37 % Kahlflächen. Die Lange Bramke bietet somit eine einzigartige Gelegenheit, die vorab genannten Forschungsfragen (Einleitung, Abschnitt 1) zu untersuchen und ein Waldreallabor für die Überwachung von Kalamitäten und Wiederaufforstungsmaßnahmen langfristig zu etablieren.

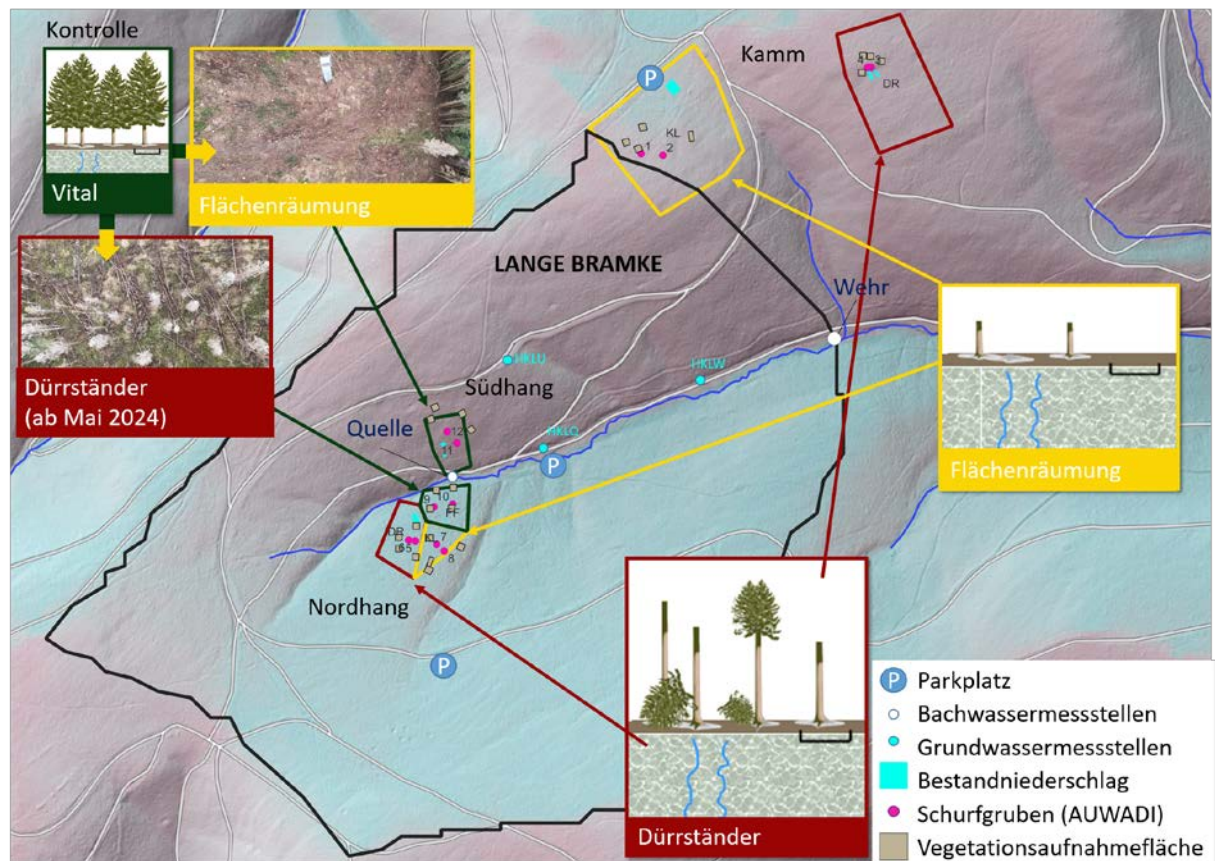


Abbildung 7: Versuchspartellen im mit Fichten (*Picea abies* (L.) Karst) bestockten Einzugsgebiet der Langer Bramke (Harz, Deutschland). Zwischen Sommer 2021 und Sommer 2022 verringerte sich nach dem Borkenkäferausbruch der Anteil vitaler Fichten drastisch auf ca. 56 % der Gesamteinzugsgebietsfläche.

Die Lange Bramke gehört seit 1994 zum Netzwerk der Level-II Monitoringsflächen (EU-Programm) und verfügt über Langzeitdaten (bis zu 75 Jahre) von Abflussmessungen, Klimavariablen, NO_3^- -, DON- und DOC-Konzentrationen im Bach- und Bodenwasser, Stickstoffdeposition, bodenhydraulischen Parametern sowie Bestockungsinformationen. Neben den Untersuchungen an den Messwehren werden seit Jahrzehnten an den drei Hangpositionen: Kamm, Südhang und Nordhang zur Verbesserung des Prozessverständnisses intensive Stoff- und Wasserhaushaltsuntersuchungen durchgeführt (Abbildung 6, 7 und 9). Mit Beginn der Borkenkäferkalamität im forsthydrologischen Forschungsgebiet der Langer Bramke wurde 2022 ein Waldreallabor unter Einbeziehung der bestehenden Monitoringflächen eingerichtet (Abbildung 7). Die Versuchsanlage deckte zunächst verschiedene Waldmanagement- und Kalamitätsszenarien in jeweils zweifacher Wiederholung ab:

- **Kontrolle** – vitaler Fichtenbestand; im Frühjahr 2023 Voranbau von Weißtanne und Buche. Die vitalen Fichtenbestände sind beide im Sommer 2023 abgestorben. Am Südhang wurde die Fläche im November 2023 geräumt. Auf der Nordhangfläche sollen die Dürrständer stehen bleiben.
- **Dürrständer** – borkenkäferbefallener Bestand mit abgestorbenen stehenden Fichten; im Frühjahr 2023 – 2 Jahre nach dem Absterben der Fichten – Pflanzung von Weißtanne und Buche.
- **Flächenräumung** – borkenkäferbefallener Bestand mit Räumung der abgestorbenen Fichten; im Frühjahr 2024 – 3 Jahre nach dem Absterben der Fichten – ist ein Vorwald aus Birke und Eberesche gepflanzt worden.

Da die Dürrständerflächen nach einer Zeit aus Sicherheitsgründen nicht mehr betretbar waren und die Messtechnik z.T. durch zusammenbrechende Bäume beschädigt oder sogar zerstört wurde, war ein ordnungsgemäßer Messbetrieb nicht mehr möglich. Entsprechend wurden die Dürrständer in unmittelbarer Nähe der Messinstallationen im Mai 2024 auf einer Höhe von 2 bis 3 m mit einem Schreitharvester gefällt und in der Nähe der Hochstubben auf den Waldboden gelegt. So wurden vergleichbare Bedingungen zu einem zusammenbrechenden Dürrständerbestand geschaffen. Die Varianten des Untersuchungsgebietes decken somit die aktuell im Harz praktizierten Waldmanagementstrategien in Kombination mit verschiedenen Regenerationsansätzen (Baumartenwahl, Vorwald) ab.

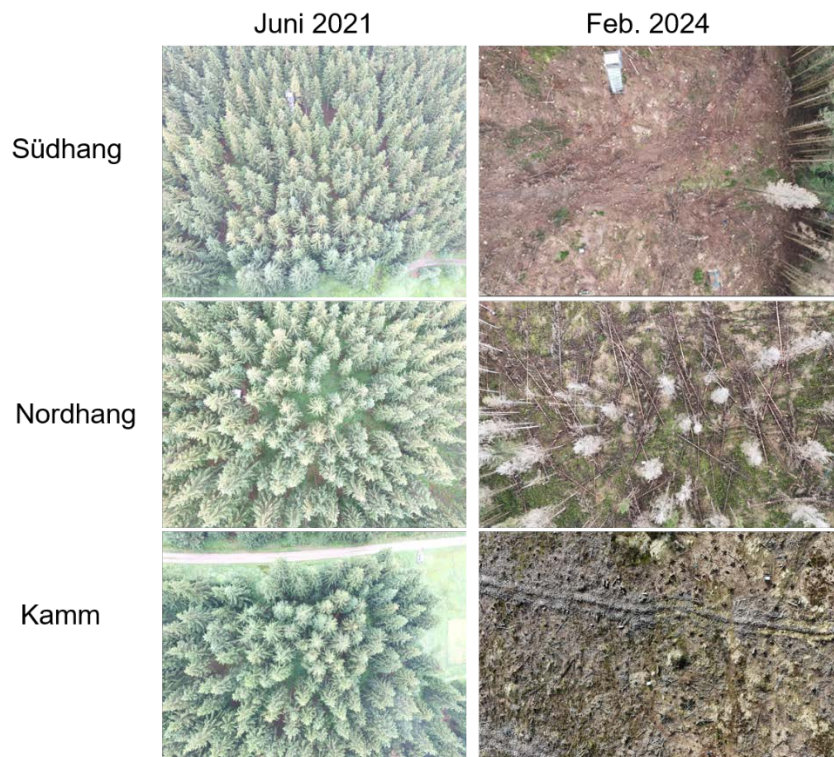


Abbildung 8: Strukturveränderung der Versuchsflächen zwischen Juni 2021 und Februar 2024. Die Bilder stammen aus Drohnenbefliegungen (2021: NW-FVA, 2024: Tilman Curd (Iglu)).

Die Abbildung 9 zeigt die für das Projekt relevanten Messeinrichtungen der sechs Versuchspartzellen. Neben der durch bestehende Monitoringprogramme (Level II, BDF) bereits etablierten Messtechnik wurden im Rahmen des Projekts auf allen 6 Versuchspartzellen Messtechnik installiert um den Stoff- und Wasserhaushalt der verschiedenen Managementstrategien experimentell zu erfassen. Die verschiedenen Messeinrichtungen werden in den Abschnitten 3.3 bis 3.6 erläutert.

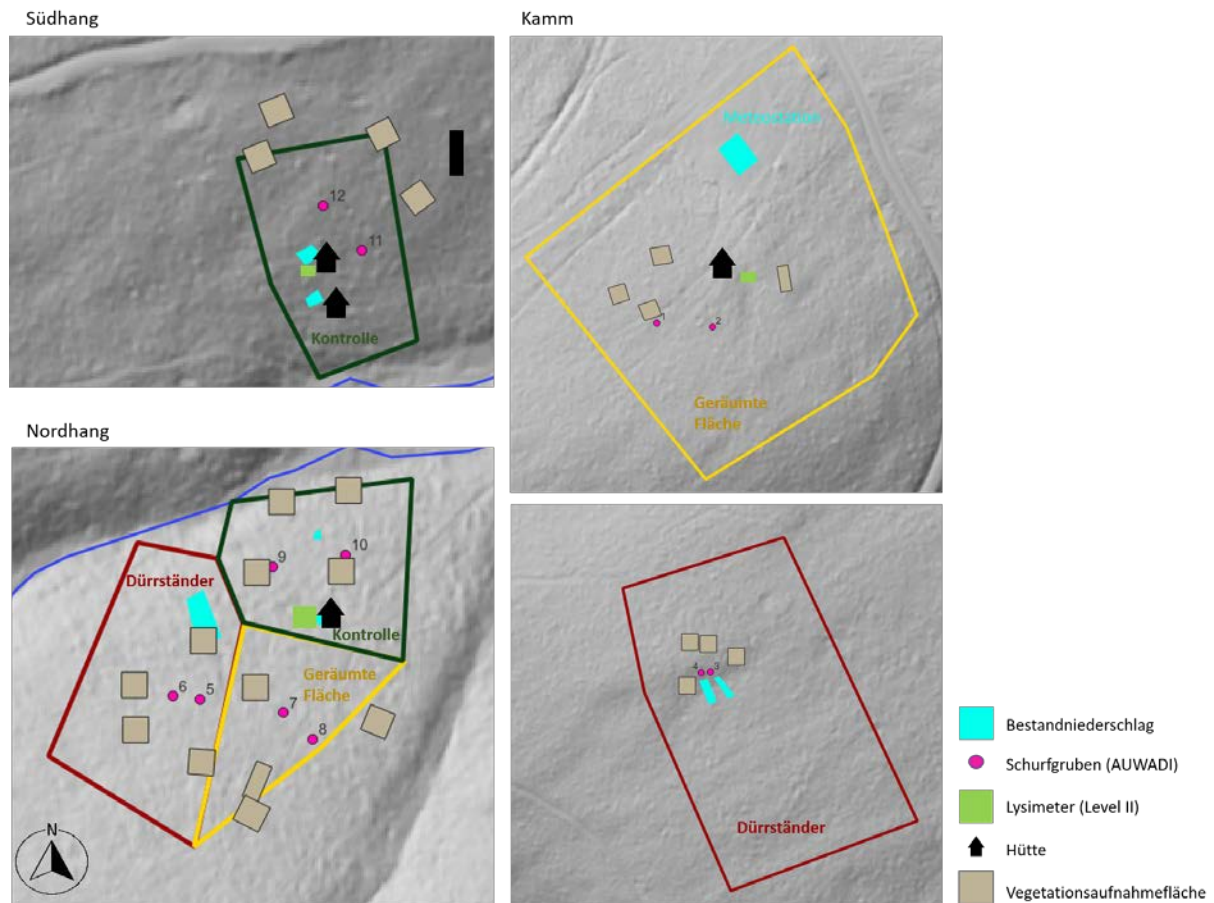


Abbildung 9: Übersicht der für das Projekt relevanten Messeinrichtungen auf den 6 Versuchsparzellen (Kontrolle, Dürrständer und Flächenräumung).

3.2 Fernerkundungsdaten

3.2.1 LiDAR Daten

Die hier verwendeten LiDAR-Daten stammen von einem Testflug des Forschungsflugzeuges Polar 6 des Alfred-Wegener-Instituts vom 13. Juli 2022. Während des Testfluges wurden mehrere LiDAR-Datensätze über dem Untersuchungsgebiet der Großen Bramke im Harz aufgezeichnet, wobei die Punktdichte im südlichen Teil des Untersuchungsgebietes aufgrund mehrerer überlappender Flugstreifen deutlich höher war, als im nördlichen Teil. Die Punktdichte liegt im Untersuchungsgebiet durchschnittlich bei 11 Punkten pro m^2 . Bei der Vorverarbeitung wurden die einzelnen LiDAR-Flugstreifen vom ursprünglichen Koordinatensystem (EPSG 4979 WGS 84) in 1 x 1 km große Kacheln mit dem Koordinatensystem EPSG 32632 WGS 84 / UTM Zone 32N übertragen. Zusätzlich wurde von den LiDAR-Höhenwerten (Z-Werten) eine Konstante von 44 m (gerundeter Wert) abgezogen, um einen systematischen Fehler zu kompensieren und zur tatsächlichen Höhe zu gelangen. Der systematische Fehler wurde deutlich, als man die Daten zunächst aus anderen bewährten digitalen Geländemodellen abgeleitet hat.

3.2.2 Sentinel-2-Satellitendaten

Sentinel-2 ist ein optischer Satellit, der hochauflösende Bilder der Erdoberfläche aufnimmt und unter anderem für forstwirtschaftliche Anwendungen wichtig ist. Er liefert detaillierte Informationen über Waldflächen und deren zeitliche Veränderungen. Die räumliche Auflösung des Sentinel-2 beträgt 10 bis 20 Meter und erlaubt so eine präzise Identifizierung von Waldschäden. Die hohe zeitliche Auflösung von Sentinel-2 Aufnahmen ist insbesondere für die vorab beschriebenen Fragestellungen relevant. Die alle 5 Tage wiederkehrenden Überflüge des Bearbeitungsgebietes ermöglichen die kontinuierliche

Überwachung, um beispielsweise Waldbrände, Schädlingsbefall oder Abholzung frühzeitig zu erkennen und entsprechende Maßnahmen zu ergreifen.

Der Sentinel-2-Satellit befindet sich in einer Höhe von etwa 786 Kilometern und wird von der Europäischen Weltraumorganisation (ESA) betrieben. Die gesammelten Daten werden kostenlos zur Verfügung gestellt und sind eine wertvolle Ressource für die forstwirtschaftliche Forschung und die aktuelle Waldbewirtschaftung.

Die Daten wurden vom Copernicus-Browser im L2A-Datenformat heruntergeladen und die in den folgenden Abschnitten beschriebene Methodik auf die Aufnahmezeitpunkte 06.08.2015, 24.06.2016, 29.06.2018, 24.07.2019, 07.08.2020, 31.05.2021 und 12.08.2022 angewendet. Aus den verschiedenen spektralen Bereichen (Bänder: 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 8A, 11 & 12) (Abbildung 10), die von den Satelliten aufgenommen werden, wurden mehrere Vegetationsindizes und Bildtexturen berechnet. Die Auswahl der hier berechneten Indizes und Texturen basiert auf einer ausführlichen Literaturrecherche. Anschließend wurden 57 verschiedene Bänder, Vegetationsindizes und Texturen abgeleitet, die als unabhängige Variablen für die Schätzung des LAI evaluiert wurden.

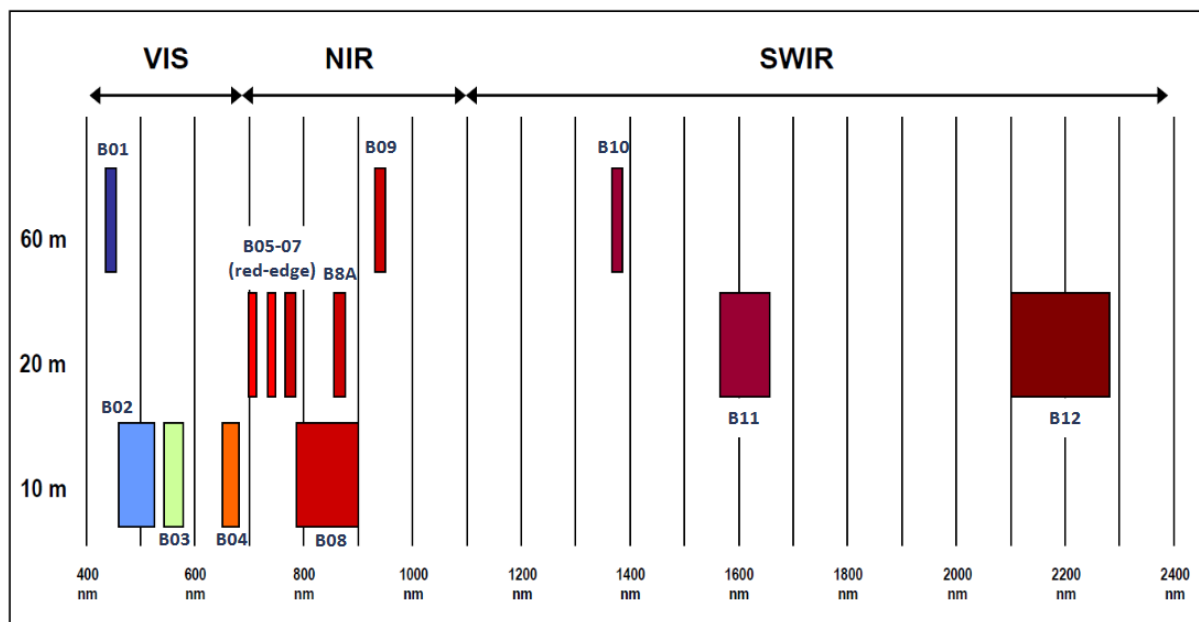


Abbildung 10: Räumliche Auflösung, Wellenlängen und Bandbreiten des Sentinel-2 MSI Sensors (Quelle: ESA).

3.3 Klimadaten

Auf dem Kamm befindet sich eine Klimastation und Langzeitdaten über Freilandniederschlag, Gesamtstrahlung, Luftfeuchte, Lufttemperatur, Schneemessungen, Windgeschwindigkeit und -richtung sind verfügbar.

Im Rahmen des Projekts, wurden im Mai 2023 zusätzlich zwei Allwetter-Niederschlagsmessgeräte nach dem Wägeprinzip (OTT Pluvio²) auf den Freiflächen des Nordhanges installiert. In den Dürrständerflächen auf dem Kamm und dem Nordhang wurde 2022 und 2023 der Bestandsniederschlag mit dem gleichen Sammlertyp (LWF-Sammler) wie auf anderen niedersächsischen Monitoringflächen (Level II, BDF) erfasst (Abbildung 9). Um die Dürrständer nicht für das Entleeren der Sammler betreten zu müssen, wurden jeweils 8 Niederschlagssammler mit HAT-Rohren verbunden und das gesammelte Niederschlagswasser zu einer automatischen Kippwaage geleitet. Ende 2023 wurden jedoch die Installationen infolge eines Sturms in den Dürrständern stark beschädigt und anschließend musste die Messung des Bestandsniederschlags aus Gründen der Arbeitssicherheit eingestellt werden.

3.4 Erfassung von Bodenlösung, -feuchte und -matrixpotenzial in den Managementvarianten

Zur Kennzeichnung des Stofftransportes im Boden existieren Langzeitdaten (seit Ende der 80er Jahren) der Bodenlösungskonzentrationen von NO_3^- , DON, DOC und weiterer Kationen und Anionen. Die Proben werden mit Unterdruck-Lysimetern gewonnen. Diese sind auf den Level II Flächen im Untersuchungsgebiet der Langer Bramke installiert (Abbildung 9). Die Proben werden 14-täglich entnommen und im Labor analysiert. Für das Projekt AUWADI wurden zusätzlich in den jeweiligen Managementvarianten Glassaugplatten, Bodenfeuchtesensoren (STM) und Bodenmatrixpotential-sensoren (Tensiomark's) in extra angelegten Profilgruben in drei Bodentiefen (0, 20_(nur Bodenfeuchte) und 80 cm) installiert (Abbildung 11). Jede Schurfgrube wurde mit insgesamt 6 Saugplatten, 9 SMT-Sensoren und einem Tensiomark in der Austragstiefe ausgestattet. Auf jeder Versuchsparzelle befinden sich 2 Wiederholungen (insgesamt 12 Schurfgruben, Abbildung 9). Die Daten der SMT-Sensoren und der Tensiomarks werden kontinuierlich durch Datenlogger mit Fernübertragung erfasst. Die Probenahme der Glassaugplatten erfolgt 14-täglich. Im Labor werden die Proben zu Monatsproben zusammengeführt und analysiert.

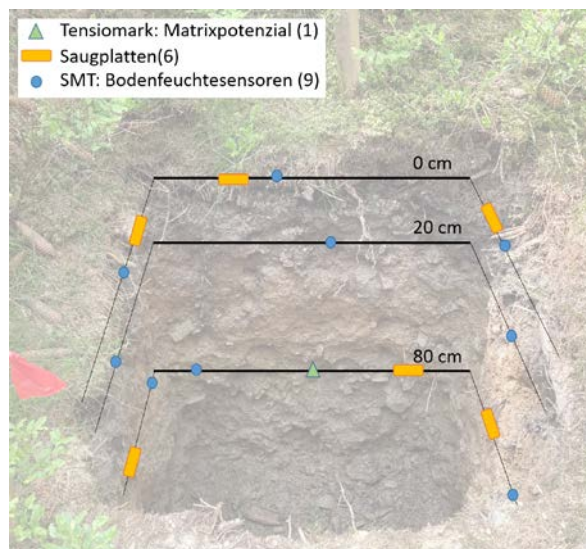


Abbildung 11: Instrumentierung zur Erfassung der Bodenlösung, der Bodenfeuchte und des Matrixpotenzials in den Schurfgruben.

3.5 Bachwasser

In der Lange Bramke gibt es bis zu 75 Jahre Abflussmessungen am Wehr. Seit Ende der 80er Jahren wird am Wehr und an der Quelle zusätzlich Wasser im 2 Wochen Rhythmus beprobt und im Labor analysiert. Die Harzwasserwerke haben Abfluss- und Qualitätsparameter für den Zeitraum von Januar 2001 bis Juni 2023 für die Große Bramke beim Zufluss in die Okertalsperre für das Projekt zur Verfügung gestellt.

Im Rahmen des AUWADI Projekt wurden zwei Spektrometersonden (S::CAN) am Wehr (Herbst 2022) und an der Quelle (Frühjahr 2024) zur kontinuierlichen und hochaufgelösten Erfassung von pH, DOC-, Nitratkonzentrationen, Trübung und Wassertemperatur installiert.

3.6 Grundwassermessstellen

Drei Grundwassermessstellen (zwei von der NW-FVA und eine von NLWKN) werden in der Lange Bramke regelmäßig beprobt. Die Lage der Grundwasserstellen ist in Abbildung 7 ersichtlich.

3.7 Vegetationsaufnahmen

Jede der 6 Versuchspartzen verfügt über 4 Vegetationsaufnahmeflächen (in der Regel 10x10m, Abbildung 9). Vegetationsaufnahmen finden auf allen 24 Vegetationsaufnahmeflächen statt. Die Daten ermöglichen es, die Entwicklung der Vegetation vor, während und nach der Kalamität für verschiedene Managementstrategien (inkl. Verjüngung) zu erfassen. Die Aufnahmen werden nach Abschluss des Projektes weiter fortgeführt, soweit die Aspekte der Arbeitssicherheit gewährleistet werden können.

3.8 Bepflanzung

Zur Wiederbewaldung der Kalamitätsflächen, wurden die Kontroll- und Dürrständerflächen mit Buche und Weißtanne bepflanzt. Die geräumten Flächen wurden mit Sandbirke und Eberesche bepflanzt, um hier einen Vorwald zu etablieren. In Tabelle 1 sind die Zeitpunkte der Pflanzmaßnahmen auf den verschiedenen Versuchspartzen zusammengestellt. Im April 2023 wurde der Südhang mit Weißtanne bepflanzt. Da nur wenige der Pflänzlinge überlebt haben, wurde der Südhang im April 2024 erneut bepflanzt.

Tabelle 1: Zeitpunkt der verschiedenen Pflanzungsmaßnahmen auf den sechs Versuchspartzen.

	KONTROLLE		DÜRRSTÄNDER		FLÄCHENRÄUMUNG	
	Nordhang	Südhang	Nordhang	Kamm	Nordhang	Kamm
BUCHE	April 2023 KW17	April 2023 KW16	April 2023 KW17	Mai 2023 KW18+19		
WEIßTANNE	Mai 2023 KW18	April 2023 KW17	Mai 2023 KW18	Mai 2023 KW18+19		
WEIßTANNE (NACHBESSERUNG)		April 2024 KW17				
SANDBIRKE (VORWALD)					März 2024 KW12	Feb.-März 2024 KW9+11
EBERESCHE (VORWALD)					März 2024 KW12	Feb.-März 2024 KW9+11

4. Methoden

4.1 Großflächige Bestimmung des LAI mit Fernerkundungsdaten

4.1.1 Generelles Vorgehen

Um ein Sentinel-2-basiertes LAI-Modell zu generieren, waren zunächst LAI-Referenzdaten erforderlich, welche durch LiDAR-basierte Schätzung des LAI gegeben waren. Mithilfe der LiDAR-Daten wurde der LAI flächendeckend für ein Gebiet im Harz geschätzt, wobei zwischen Laub- und Nadelwald unterschieden wurde. Um die Sentinel-2-Satellitenbilder mit dem LiDAR-basierten LAI zu verbinden, wurden 2672 Testgebiete extrahiert. Insgesamt wurden 57 Sentinel-2-basierte Variablen auf ihre Beziehung zu den LAI-Daten untersucht. Durch einen Variablenselektionsprozess wurden NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) und SLAVI (Specific Leaf Area Vegetation Index) als die beiden wichtigsten Prädiktoren identifiziert. Aufgrund des teilweise nichtlinearen statistischen Zusammenhangs zwischen den unabhängigen Variablen und der abhängigen Variable (dem LAI) wurde ein multiplikativer Modellierungsansatz mit logarithmisch transformierten Variablen verwendet. Darüber hinaus waren nur maximal zwei unabhängige Variablen zulässig, um eine Überanpassung des Modells zu verhindern. Auf die eben genannten statistischen Einzelaspekte wird im Folgenden näher eingegangen.

4.1.2 Modellierung des LAI mit LiDAR Daten

Die Berechnung des LAI mit LiDAR Daten basiert auf einer Gleichung von Solberg et al. (2009):

$$LAI = \ln(GF)/-k, \quad (Gl. 1)$$

wobei GF die sogenannte Gap Fraction und k den Extinktionskoeffizienten darstellt. Die GF kann auch als Wahrscheinlichkeit beschrieben werden, dass ein Laserstrahl den Waldboden erreicht ohne dabei von Pflanzenmaterial abgefangen zu werden (Roussel et al., 2018). Die GF steht daher auch im Zusammenhang mit der Belaubungsdichte im jeweiligen Bestand und somit auch mit dem LAI. In der Literatur werden verschiedene LiDAR-basierte Metriken als Proxy für die GF vorgeschlagen. Der Extinktionskoeffizient beschreibt die Ausrichtung der Blätter und nimmt für Laubbäume ungefähr den Wert 0.5 (Buddenbaum, 2010) und für Fichten ungefähr 0.38 an (Korhonen & Morsdorf, 2014). Hierbei können jedoch nur Leaf-On LiDAR-Daten verwendet werden. Als Proxy für die GF wurde in diesem Projekt der Anteil der LiDAR Echos oberhalb von 2 m (*pzabove2*) in einem 10 x 10 m großen Pixel angewendet, welcher mit dem R-Package *LidR* (Roussel, 2018) berechnet wurde. Für Buchen und Fichten dominierte Flächen wurde der LAI wie folgt berechnet:

$$LAI\ Buche = \ln(1 - (pzabove2/100))/-0.5, \quad (Gl. 2)$$

$$LAI\ Fichte = \ln(1 - (pzabove2/100))/-0.38, \quad (Gl. 3)$$

Als Grundlage für die Identifizierung der Fichten- und Buchenbestände diente eine Klassifikationskarte auf Basis von Sentinel-2-Daten vom Sommer 2022. Klassifikationskarten wurden im Projekt in regelmäßigen Abständen von 2018 bis 2023 als eigenständiges Produkt erstellt und sind in den Abschnitten 4.2 und 5.2 näher beschrieben.

4.1.3 Sentinel-2 basierte Variablen zur Modellierung des LAI

Hinsichtlich der Ableitung des LAI mit optischen Satellitendaten wurde eine Literaturrecherche durchgeführt. Dies führte zu einer Auswahl potenziell hilfreicher Sentinel-2-basierter Variablen. Eine tabellarische Übersicht dieser Auswahl ist im Anhang zusammengestellt (Tabelle 2 bis 5). Darüber hinaus wurde die Literatursammlung um einige weitere Variablen ergänzt. So konnten insgesamt 57 verschiedene Variablen evaluiert werden. Enthalten waren 10 Sentinel-2-Bänder, 35 Vegetationsindizes und 12 Texturen.

Nachdem der LAI mit den LiDAR-Daten und verschiedenen Variablen mit den Sentinel-2-Daten im gesamten Untersuchungsgebiet für den Sommer 2022 geschätzt wurde, konnten diese Variablen auf ihren statistischen Zusammenhang untersucht werden. Hierzu wurde innerhalb und außerhalb des Untersuchungsgebietes ein regelmäßiges Netz mit 2672 Kreisflächen mit einem Radius von 15 m und einem Abstand von 50 m genutzt. Innerhalb dieser 2672 Flächen wurde der gewichtete Durchschnitt der enthaltenen Pixel aus den LAI- und Sentinel-2-basierten Variablen extrahiert und in einer Tabelle zusammengeführt.

Die Auswahl der Variablen erfolgte in einem mehrstufigen Verfahren. Zunächst wurde ein Random-Forest-Modell mit allen 57 potenziellen Variablen und dem LAI als Zielvariable erstellt. Mithilfe des Random-Forest-Modells und der „Variable Importance“ konnten die Variablen identifiziert werden, die den größten Beitrag zu den Modellvorhersagen leisten. Darüber hinaus wurden mithilfe eines Korrelogramms wichtige Variablen mit hoher Korrelation zum LAI identifiziert.

Basierend auf dieser Vor-Variablen-Selektion wurden zahlreiche Modelle getestet, mit der Prämisse, maximal zwei Variablen in das Modell aufzunehmen. Die 2672 Datenpunkte wurden im Verhältnis 70:30 in einen Trainings- und Validierungsdatensatz aufgeteilt. Anschließend wurde die Modellleistung anhand verschiedener Gütemaße (RMSE, R^2) evaluiert.

Neben der Modellperformance, die nur für einen Zeitpunkt (Sommer 2022) bewertet werden kann, wurde auch visuell analysiert, ob die verschiedenen Modelle auf andere Sentinel-2-Aufnahmen anwendbar sind und realistische Werte produzieren. Da das Modell letztlich auf mehrere Zeitpunkte angewendet werden soll, um eine zeitliche Entwicklung des LAI räumlich abzubilden, muss das Modell relativ resistent gegenüber natürlichen Schwankungen der Spektralwerte sein. Hierzu wurden Sentinel-2-Aufnahmen aus den Monaten Mai, Juni, Juli, August und September der Jahre 2015 bis 2023 verwendet. Sentinel-2-Aufnahmen außerhalb dieses Zeitraumes unterliegen starken phänologischen und aufgrund der reliefierten Landschaft auch topografischen Effekten, weshalb das Modell in diesen Fällen keine realistischen Werte liefert.

4.2 Erstellung von Klassifikationskarten

Für das Untersuchungsgebiet wurden in regelmäßigen Abständen Klassifikationskarten auf Basis von Sentinel-2-Daten erstellt, um einen Überblick über die Entwicklung der Vegetation im Betrachtungszeitraum 2015 – 2023 zu erhalten. So konnten die Klassen Fichtenwald, Buchenwald, Kahlflächen und Dürrständer und ihre räumliche Entwicklung analysiert werden.

Als Klassifizierungsalgorithmus wurde die Maximum-Likelihood-Methode mit etwa 30 Trainingspolygonen pro Klasse gewählt. Die Klassifizierung erfolgte mit dem SCP QGIS Plugin (Cogedeo). Für jede einzeln klassifizierte Sentinel-2-Szene wurden separate Trainingspolygone innerhalb des Untersuchungsgebietes erstellt. Als Orientierungshilfe für die Verbreitung der Baumarten im Untersuchungsgebiet diente die deutschlandweite Baumartenklassifikationskarte des Thünen-Instituts mit Stand 2018 (Blickensdörfer et al., 2024). Generell waren auch Erkenntnisse aus einem Feldbesuch für die Einordnung der räumlichen Verteilung und Struktur von Dürrständern und Kahlflächen im Untersuchungsgebiet bedeutsam. Als Validierungsgrundlage diente ein Luftbild vom 4. August 2022 mit einer räumlichen Auflösung von 20 cm. Die Genauigkeiten gelten daher nur für einen Erfassungszeitpunkt im Jahr 2022 und beschreiben Unter- und Übererfassungsfehler für die jeweiligen Klassen sowie den Gesamtfehler. Es wird jedoch davon ausgegangen, dass die Genauigkeiten der anderen Erfassungszeitpunkte nahe an den für 2022 ermittelten Genauigkeiten liegen, da dieselbe Methodik verwendet wurde.

5. Ergebnisse

5.1 Großflächige Bestimmung des LAI mit Fernerkundungsdaten

5.1.1 LiDAR basierter LAI

Abbildung 12 zeigt den modellierten LAI für das Einzugsgebiet der Großen Bramke auf Basis von am 13. Juli 2022 aufgenommenen LiDAR Daten. Für Fichtenflächen auf dem Untersuchungsgebiet wurde ein durchschnittlicher LAI von 4.6 und für Buchenflächen von 7.8 modelliert. Für die Dürrständerflächen wurde ein durchschnittlicher LAI von 2.5 geschätzt.

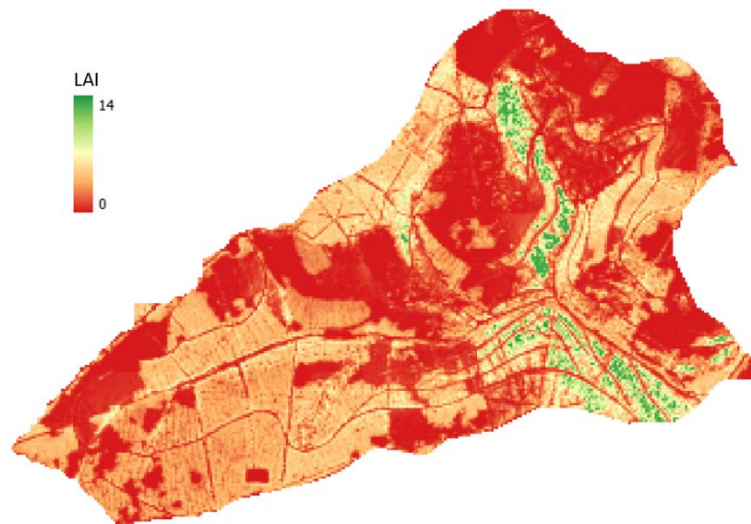


Abbildung 12: LiDAR basierter LAI für das Einzugsgebiet der Großen Bramke am 13.07.2022.

5.1.2 Sentinel-2 Variablenauswahl für die LAI Modellierung

Der statistische Zusammenhang mit der Zielgröße, dem LAI, wurde auf insgesamt 2672 Kreisflächen ($r=15$ m) untersucht. Der Random Forest Kennwert „Variable Importance“ (Abbildung 13) und das Korrelogramm (Abbildung 14) zeigen vielversprechenden Variablen. Mehrere Variable korrelieren signifikant mit dem LAI ($r \approx 0,7$). Dazu gehören mehrere Bänder (2, 3, 4, 5, 11, 12) und Vegetationsindizes wie PSSR1, SLAVI, PBI und NDVI. Auch die Red-Edge Vegetationsindizes scheinen eindeutig mit dem LAI im Untersuchungsgebiet in Zusammenhang zu stehen, wohingegen Texturen nur eine geringe Korrelation aufweisen. Durch den in Abschnitt 4.1.3 beschriebenen Variablen-selektionsprozess wurden NDVI und SLAVI als die beiden einflussreichsten Prädiktoren ausgewählt.

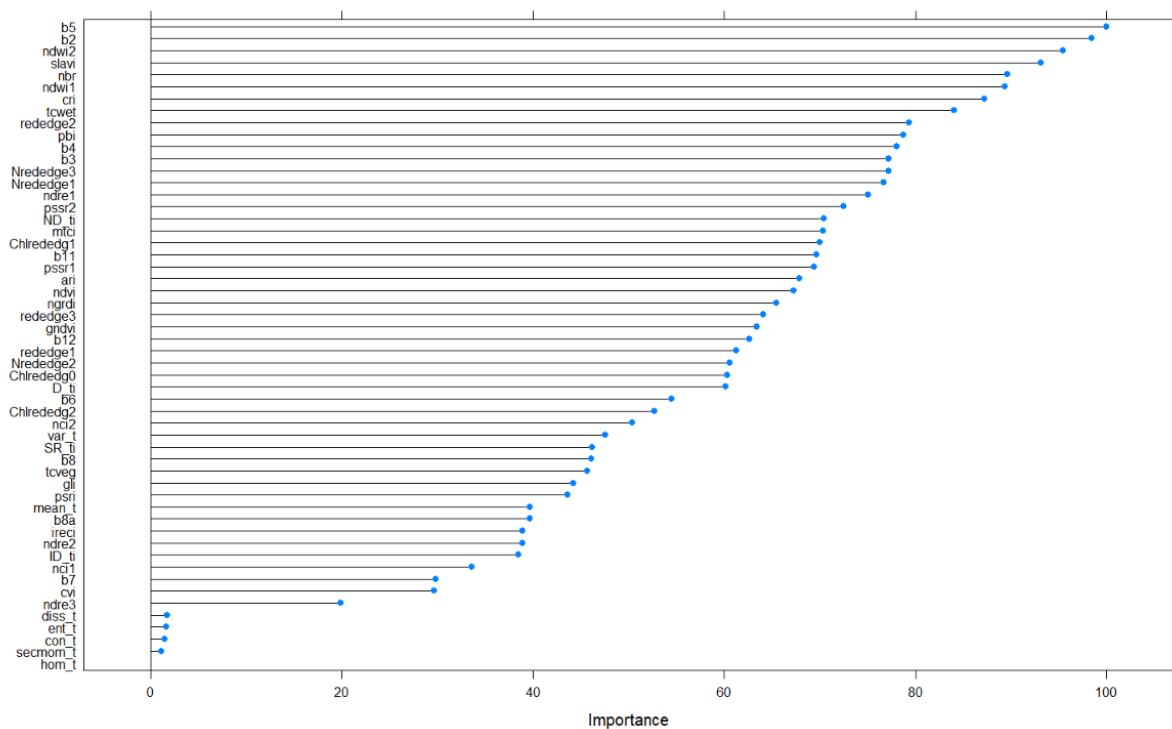


Abbildung 13: Variablenranking nach „Variable Importance“ im Random Forest Modell zur Ableitung des LAI.

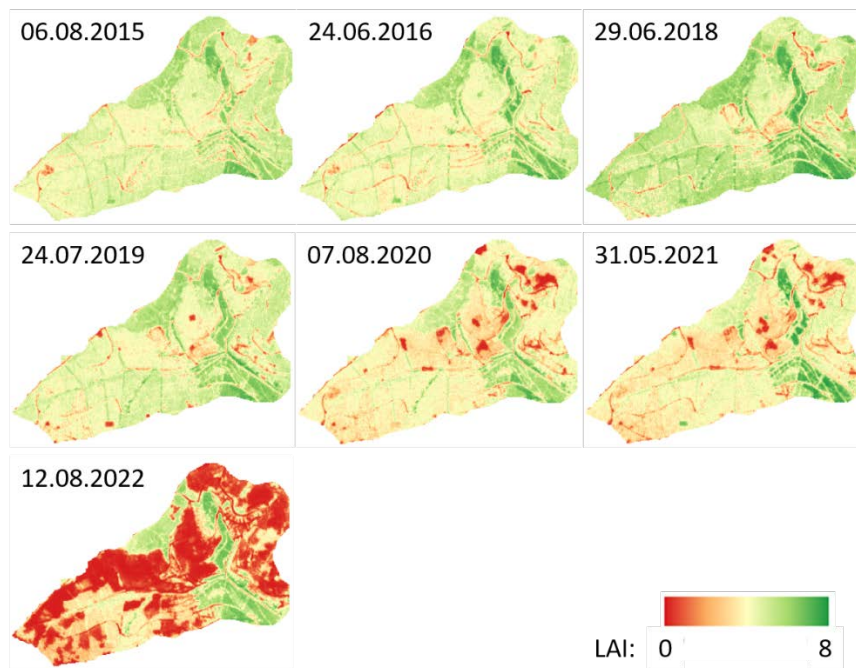


Abbildung 15: Flächendeckende LAI-Karten für den Zeitraum 2015 – 2022 für das Einzugsgebiet der Großen Bramke.

5.1.4 Vergleich der LAI-Bestimmung aus LiDAR- und Sentinel-2-Daten

Eine visuelle Gegenüberstellung der LiDAR basierten und Sentinel-2 basierten LAI Schätzungen mit einem Luftbild ist in Abbildung 16 zu sehen. Bei dem Vergleich fällt auf, dass das LiDAR Modell den LAI der Dürrständerflächen deutlich höher schätzt als das Sentinel-2 Modell.

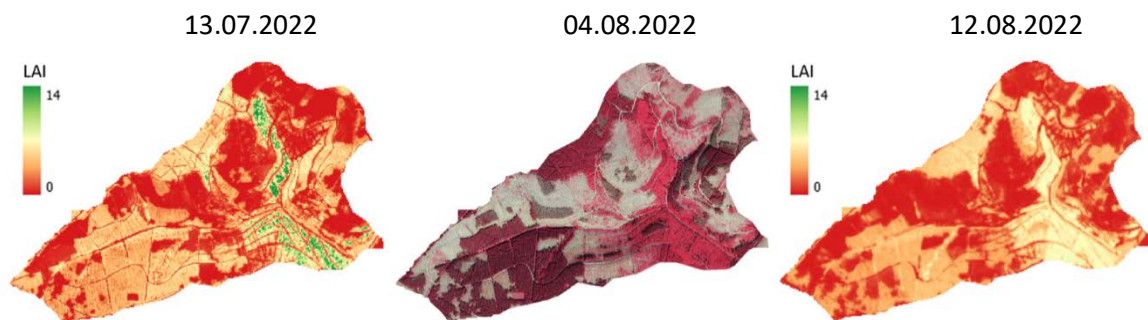


Abbildung 16: Vergleich LiDAR (links) und Sentinel-2 (rechts) basierter LAI mit einem Luftbild (mitte).

Aufgrund eines Sättigungseffektes des Modells können mit den Sentinel-2 Daten keine sehr hohen LAI-Werte (ab $\text{LAI} \sim 7$) modelliert werden (vgl. Abbildung 17). Die von Wang et al. (2022) empfohlene Verwendung von Texturen zur Umgehung der Sättigungseffekte führte jedoch in dieser Studie zu keiner Verbesserung der Modellgüte.

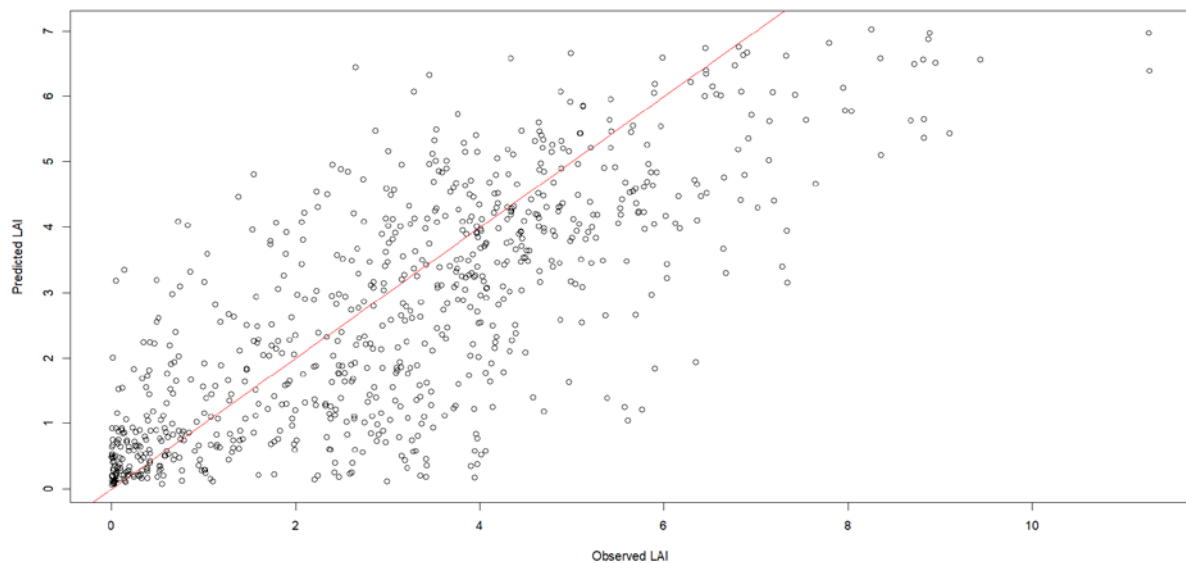


Abbildung 17: LiDAR basierte LAI auf der X-Achse (Referenz) vs. Sentinel-2 basierte LAI auf der Y-Achse.

5.1.5 Validierung der LAI-Bestimmung mit LAI-Bodendaten

Eine Validierung der LiDAR basierten LAI Modellierungen anhand von terrestrisch erhobenen LAI Werten wurde im Rahmen dieses Projektes vorbereitet, konnte aber nicht vollständig abgeschlossen werden. Bis dato waren ausschließlich terrestrische LAI Daten von Fichtenbeständen (und teilweise Dürrständern) innerhalb des Untersuchungsgebietes vorhanden. Entsprechend sind keine Aussagen über weitere Oberflächentypen möglich. Die terrestrischen LAI-Werte wurden auf Flächen des intensiven Monitorings im Teileinzugsgebiet der Langen Bramke am 11.08.2022 mit dem LAI-2000 Plant Canopy Analyzer erhoben. Somit liegt zwischen den terrestrischen und den LiDAR basierten LAI Ableitungen (13.07.2022) eine Zeitspanne von etwa einem Monat. Die Beziehung zwischen den terrestrischen (nicht klumpungskorrigiert) und LiDAR basierten LAI-Werten ist in Abbildung 18 in einem Scatterplot dargestellt.

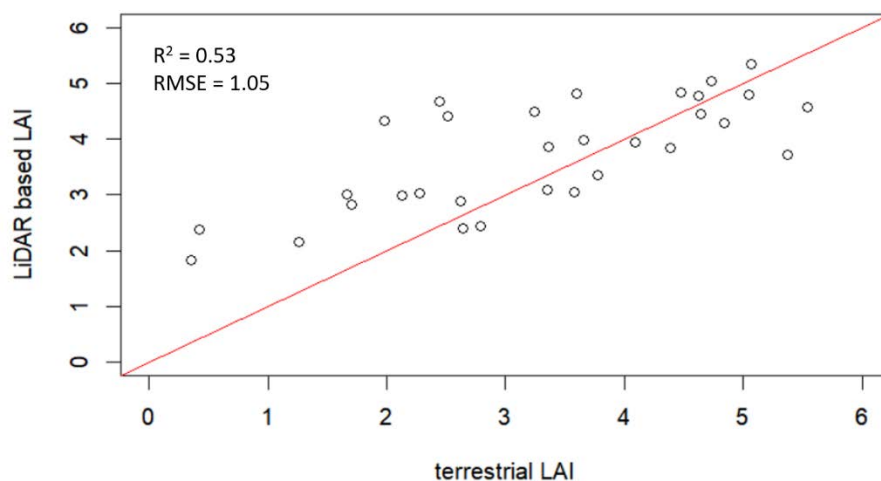


Abbildung 18: Scatterplot der terrestrisch erhobenen LAI-Werte und dem modellierten LiDAR GF basierten LAI. Bei Dürrständern mit einem geringen LAI schätzt das LiDAR-Modell die LAI-Werte höher ein, als die terrestrische Methode.

5.2 Klassifikationskarten

Mit den Sentinel-2 Daten wurden Klassifikationskarten erzeugt. Dabei wurden die Satelliten-Daten darauf trainiert, Fichten- von Buchenflächen zu unterscheiden sowie Dürrständer und geräumte Flächen zu erkennen. Aus diesen Klassifikationskarten sind wertvolle Informationen über den räumlichen und zeitlichen Verlauf der Borkenkäferkalamität in der Großen Bramke ableitbar.

5.2.1 Genauigkeit der Klassifikationskarten

Die Genauigkeit der Klassifikationskarten für das Untersuchungsgebiet, die mit der in Abschnitt 4.2 beschriebenen Methodik bestimmt wurden, wurde anhand verschiedener Fehlerwerte bewertet. Tabelle 2 enthält die Auslassungs- und Kommissionsfehler und Gesamtgenauigkeiten für die einzelnen Klassen. Insgesamt weist die Klassifizierung einen Fehler von 9 % auf. Fichten- und Kahlflächen wurden relativ genau klassifiziert und wiesen Auslassungs- und Kommissionsfehler zwischen 5 – 13 % auf. Laubbäume hatten einen Auslassungsfehler von 29 % und einen Kommissionsfehler von 9 %. Dürrständer hatten einen Auslassungsfehler von 21 % und einen Kommissionsfehler von 29 %.

Tabelle 2: Genauigkeitsanalyse der Klassifikationskarten.

		Referenzdaten				
		Fichten	Laubbäume	Dürrständer	Kahlfläche	Total
Klassifikation	Fichten	96	1	1	3	101
	Laubbäume	2	20	0	0	22
	Dürrständer	0	2	15	4	21
	Kahlfläche	6	5	3	90	104
	Total	104	28	19	97	248
	Comission Error		Omission Error		Overall Error	0.09
Fichten	0.05	Fichten	0.08			
Laubbäume	0.09	Laubbäume	0.29			
Dürrständer	0.29	Dürrständer	0.21			
Kahlfläche	0.13	Kahlfläche	0.07			

5.2.2 Kalamitätsverlauf in der Großen Bramke und deren Teileinzugsgebieten

Abbildung 19 zeigt anhand der Klassifikationskarten den zeitlichen Verlauf der Borkenkäferkalamität im Einzugsgebiet der Großen Bramke, sowie in den Teileinzugsgebieten der Langen, Steilen und Dicken Bramke zwischen Juni 2018 und August 2022. Es ist ersichtlich wie sich die Kalamität im Sommer 2021 vom Norden her im Einzugsgebiet der Großen Bramke ausgebreitet hat und durch sie bis zum August 2022 viele Flächen des Einzugsgebiets zu Dürrständer- oder Kahlflächen geworden sind.

In Abbildung 20 sind die Flächenanteile aus Fichten-, Buchenbeständen, Dürrständern und geräumten Flächen für jedes Teileinzugsgebiet quantitativ dargestellt. Ab dem Sommer 2021 ging der Fichtenflächenanteil in allen Einzugsgebieten drastisch zurück. Beispielsweise war das Teileinzugsgebiet der Langen Bramke, in dem sich die sechs Versuchsparzellen befinden, vor der Kalamität fast zu 100% mit Fichten bestockt. Vom Borkenkäferausbruch im Sommer 2021 bis zum Sommer 2022 verringerte sich der Anteil an vitalen Fichten drastisch auf knapp 56% der Gesamteinzugsgebietsfläche und es entstanden 7% Dürrständerflächen und 37% Kahlflächen. Die Klassifikationskarten sind leider nur bis August 2022 verfügbar. Auch im Sommer 2023 sind zusätzlich noch viele vitale Fichten gestorben.

Entsprechend verfügt die Lange Bramke mittlerweile nur noch über einen geringen Anteil an vitalen Fichten.

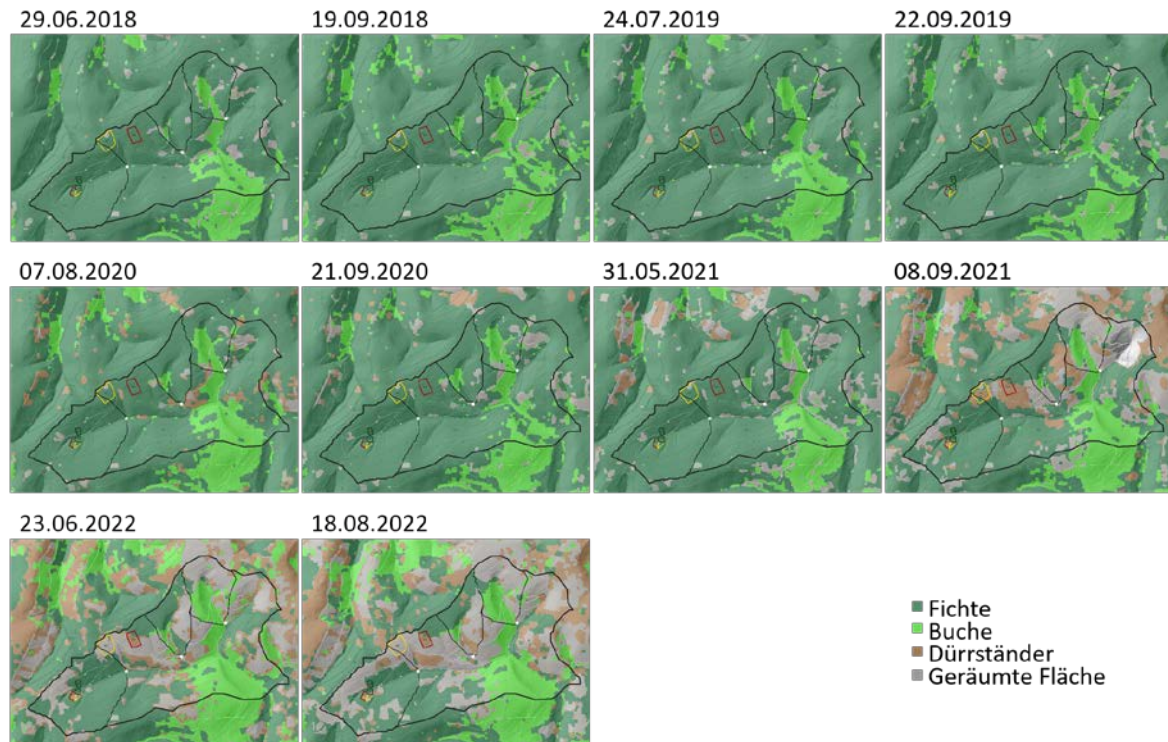


Abbildung 19: Waldstrukturveränderung von Juni 2018 bis August 2022. Die Daten wurden mit Sentinel-2 Satellitendaten ermittelt (s. Abschnitt 5.2).

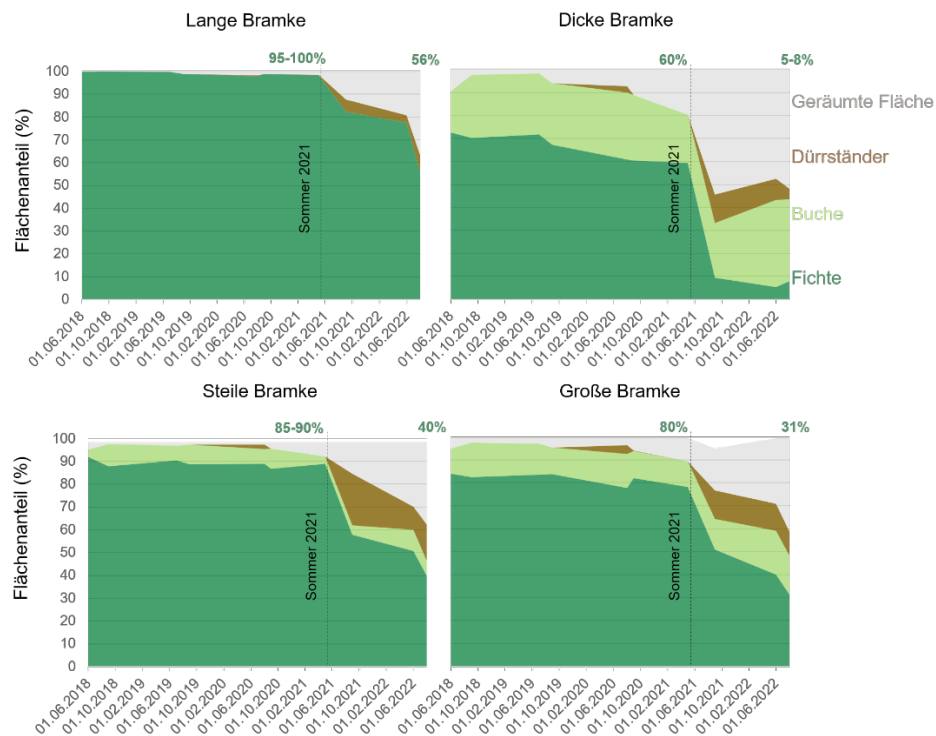


Abbildung 20: Veränderung der Flächenanteile der vitalen Fichten, Buchen, Dürrständer und Kahlflächen in Relation zur gesamten Einzugsgebietsfläche der Langen Bramke, Dicken Bramke, Steilen Bramke und Großen Bramke von Juni 2018 bis August 2022. Die Daten wurden mit Sentinel-2 Satellitendaten ermittelt (s. Abschnitt 5.2).

5.3 Veränderung der Wasserqualität

5.3.1 In der Bodenlösung

Der Fokus bei den folgenden Auswertungen liegt auf den Elementen Nitrat-N- ($\text{NO}_3\text{-N}$), DOC-, Magnesium- (Mg), Calcium- (Ca) und Kalium- (K) Konzentrationen, sowie den pH-Werten. Zunächst werden im Abschnitt 5.3.1.1 die Nährstoff-Konzentrationen der Langzeitmonitoringflächen (Level II und BDF-Intensiv) betrachtet. Hierbei werden die Konzentrationen nach der Kalamität den Konzentrationen vor der Kalamität gegenübergestellt. Im darauf folgenden Unterkapitel (5.3.1.2) werden die Konzentrationen im Sickerwasser bezüglich der verschiedenen Managementstrategien miteinander verglichen.

5.3.1.1 Langzeitmonitoring (Level-II Versuchsflächen)

Die Nährstoff-Konzentrationen und pH-Werte auf den Versuchsparzellen Nordhang-Kontrolle, Südhang-Kontrolle und Kamm-Flächenräumung sind in Abbildung 21 bis 23 von Ende der 80er Jahren bis Ende 2024 für die Bodentiefen 20 cm, 80 cm und 300 cm dargestellt. Nach der Kalamität ist eine deutliche Erhöhung der Nitrat-N-Konzentrationen in den Bodenlösungen auch in 3m Tiefe noch erkennbar. Die Konzentrationen weisen nach der Kalamität Werte bis zu 40 mg/l in 20 cm und bis zu 15 mg/l in 300 cm Tief auf. Vor der Kalamität lagen die Nitrat-N-Konzentrationen nur sehr selten über 10 mg/l. Auch bei Kalium, Calcium und Magnesium sind nach der Kalamität leicht erhöhte Konzentrationen in den Bodentiefen 20 und 80 cm zu erkennen. In 300 cm Tiefe sind bisher vorwiegend auf dem Kamm leichte Erhöhungen insbesondere bei Magnesium zu erkennen. An diesem Standort erfolgten die Kalamitätsnutzungen schon im Sommer 2021. Die pH-Werte sind nach der Kalamität in 20 cm, 80 cm und 300 cm niedriger geworden. Entsprechend lässt sich mit Hilfe der über 30 jährigen Messreihen die zeitliche und räumliche Dynamik der Borkenkäferkalamität in der Langen Bramke sehr gut nachvollziehen. Zuerst zeigen sich deutliche Veränderungen der Elementkonzentrationen auf der Versuchsparzelle auf dem Kamm (Startpunkt der Ausbreitung). Auf den ursprünglichen Kontrollflächen auf dem Nord- und dem Südhang kam es dann zum Absterben der Fichten im Herbst 2023. Entsprechend zeitlich verzögert zeigen sich anschließend auch auf diesen Flächen Veränderungen der Elementkonzentrationen in der Bodenlösung. Die beschriebene Dynamik gilt für Nitrat und die entsprechenden Begleitkationen (Ca, Mg, K). Dass insbesondere die Ca und Mg-Konzentration Anfang der 90er Jahre schon mal auf einem vergleichbaren Niveau lagen, hat in diesem Fall nichts mit Kalamitätsnutzungen zu tun. In diesen Jahren lagen die Einträge von basischen Kationen durch die atmosphärische Deposition wesentlich höher (Hedin et al. 1994, Meesenburg et al. 1995).

Hinsichtlich der DOC-Konzentrationen in der Bodenlösung sind nach der Borkenkäferkalamität bisher keine Veränderungen festzustellen.

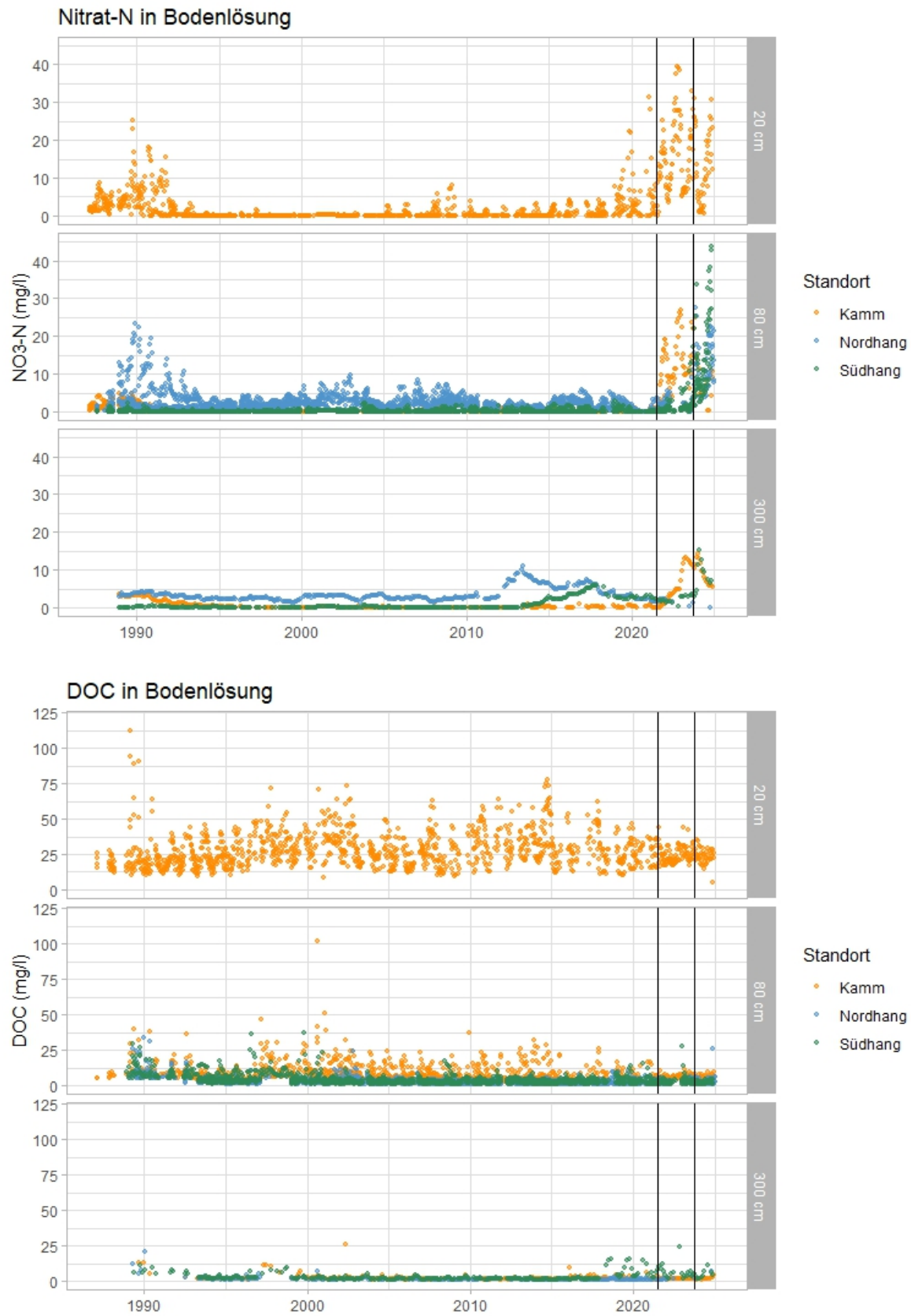


Abbildung 21: $\text{NO}_3\text{-N}$ - und DOC- Konzentrationen je nach Bodentiefe und Standort. Die erste vertikale Linie ist der Borkenkäferkalamität auf dem Kamm (Sommer 2021), die zweite Linie ist der Zeitpunkt der Borkenkäferkalamität auf dem Südhang und dem Nordhang (Herbst 2023).

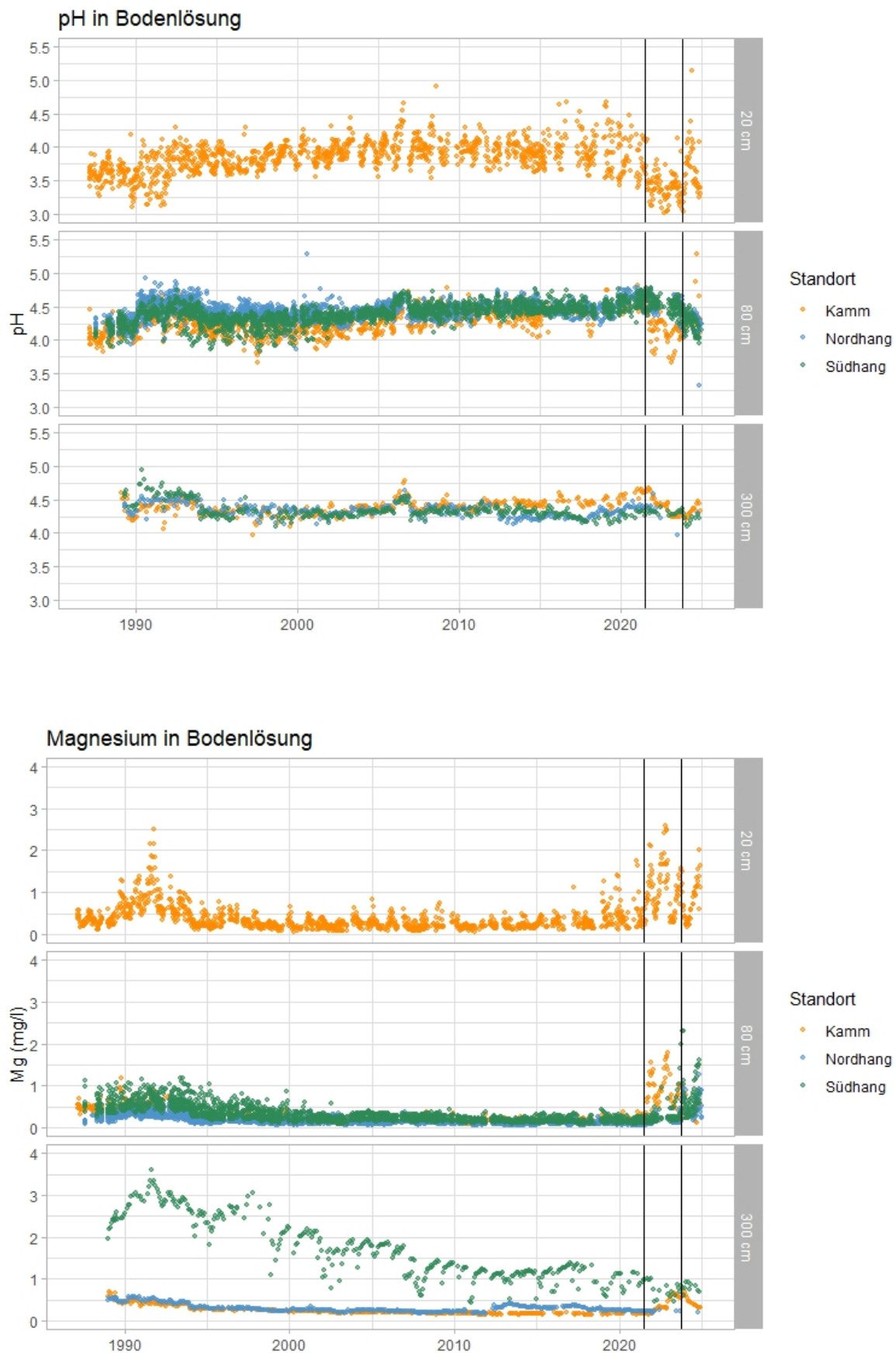


Abbildung 22: pH und Magnesium-Konzentrationen je nach Bodentiefe und Standort. Die erste vertikale Linie ist der Borkenkäferkalamität auf dem Kamm (Sommer 2021), die zweite Linie ist der Zeitpunkt der Borkenkäferkalamität auf dem Südhang und dem Nordhang (Herbst 2023).

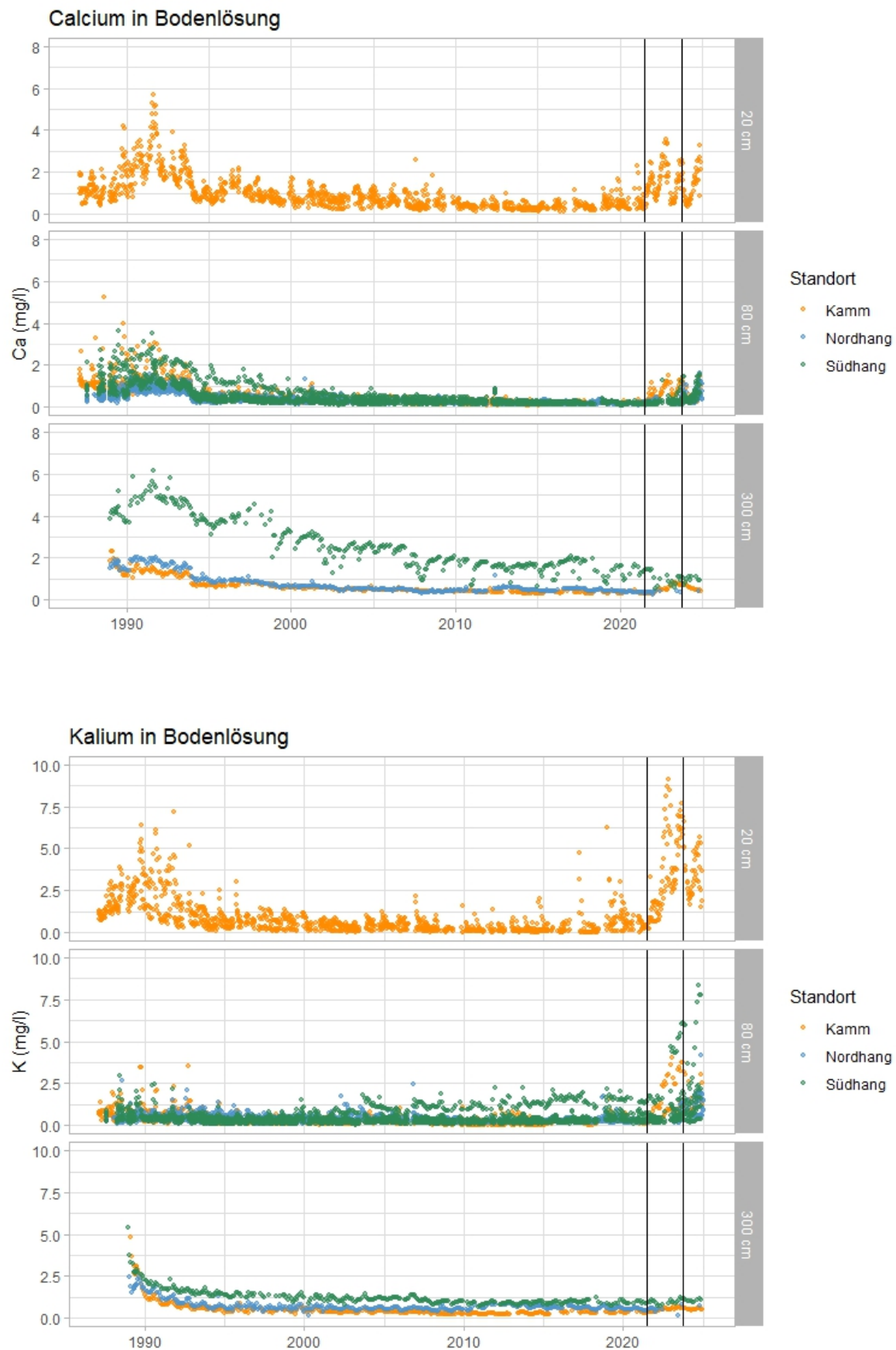


Abbildung 23: Calcium- und Kalium-Konzentrationen je nach Bodentiefe und Standort. Die erste vertikale Linie ist der Borkenkäferkalamität auf dem Kamm (Sommer 2021), die zweite Linie ist der Zeitpunkt der Borkenkäferkalamität auf dem Südhang und dem Nordhang (Herbst 2023).

5.3.1.2 AUWADI-Versuchsflächen

Die Abbildungen 24 bis 25 zeigen den Mittelwert und die Bandbreite der Nährstoff-Konzentrationen und pH-Werte aus den zwei Wiederholungen (je 2 Schurfgruben pro Versuchsparzelle) mit jeweils 3 Bodenlösungsproben je Tiefe (0 cm und 80 cm) für die verschiedenen Versuchsparzellen des Zeitraumes von Ende 2022 bis Januar 2024. Die Nitrat-N-Konzentrationen tendieren bei den Dürrständern größer zu sein, als bei den geräumten Flächen, die wiederum größer sind als auf den beiden Kontrollvarianten (Nordhang und Südhang). Dieses gilt vor allem für den Tiefenbereich von 80 cm. Die $\text{NO}_3\text{-N}$ Konzentrationen erhöhen sich in der 2. Hälfte 2023 auf den Flächen der Kontrollvarianten, was mit dem Absterben der Fichten einhergeht. Die DOC-Konzentrationen auf dem Kamm zeigen bei den Dürrständern etwas höhere Werte als bei der Flächenräumungsvariante. Die K-, Mg-, und Ca-Konzentrationen der Dürrständern wiederum sind im Vergleich zur Flächenräumung leicht erhöht. Bei den pH-Werten sind keine Unterschiede zwischen den Managementstrategien zu erkennen.

Die vorab beschriebenen Unterschiede der jeweiligen Managementstrategien sollten jedoch mit einer gewissen Vorsicht interpretiert werden. Zum einen fallen die Konzentrationsunterschiede eher gering aus. Zum anderen zeigen die Ergebnisse der Langzeitstudien (vgl. Kapitel 5.3.1.1), dass die Stoffkonzentrationen in der Bodenlösung starken saisonalen und annuellen Schwankungen unterliegen können. Hinzukommt, dass innerhalb des Einzugsgebietes starke standortsspezifische Unterschiede hinsichtlich der Stoffkonzentrationen bestehen. Entsprechend fallen zum Beispiel die DOC-Konzentration auf dem Kamm deutlich höher aus, als auf dem Nord- oder dem Südhang. Die Unterschiede sind standortsspezifisch und nicht auf Managementstrategien zurückzuführen.

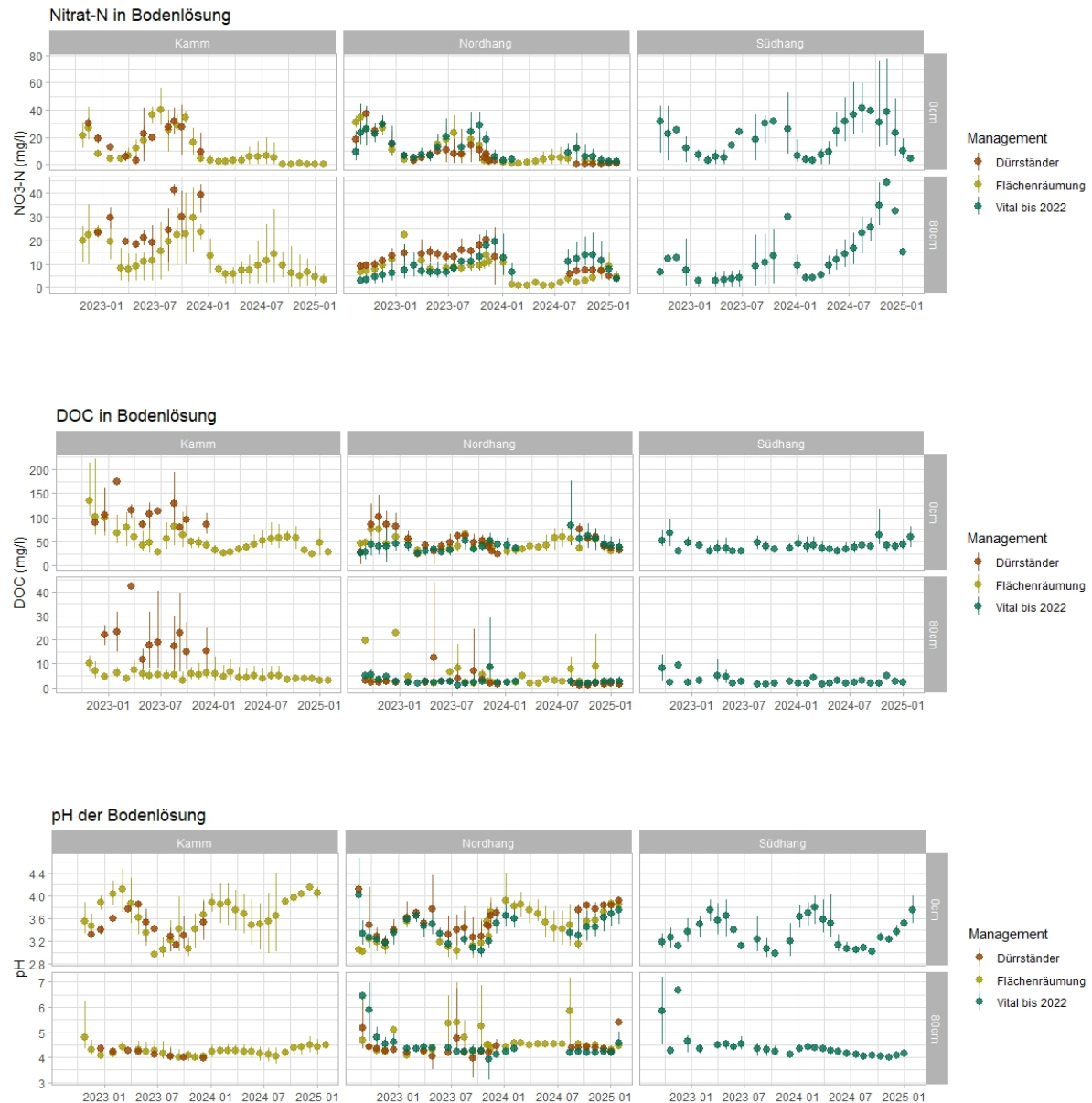


Abbildung 24: Nitrat-N-, DOC- Konzentrationen und pH-Werte der unterschiedlichen Managementstrategien. Dargestellt sind die Mittelwerte und Bandbreite (Minimum und Maximum) für die 2 Messstandorte auf jeder der 6 Versuchsflächen. Je Tiefenstufen und Messstandort wurden 3 Wiederholungen installiert.

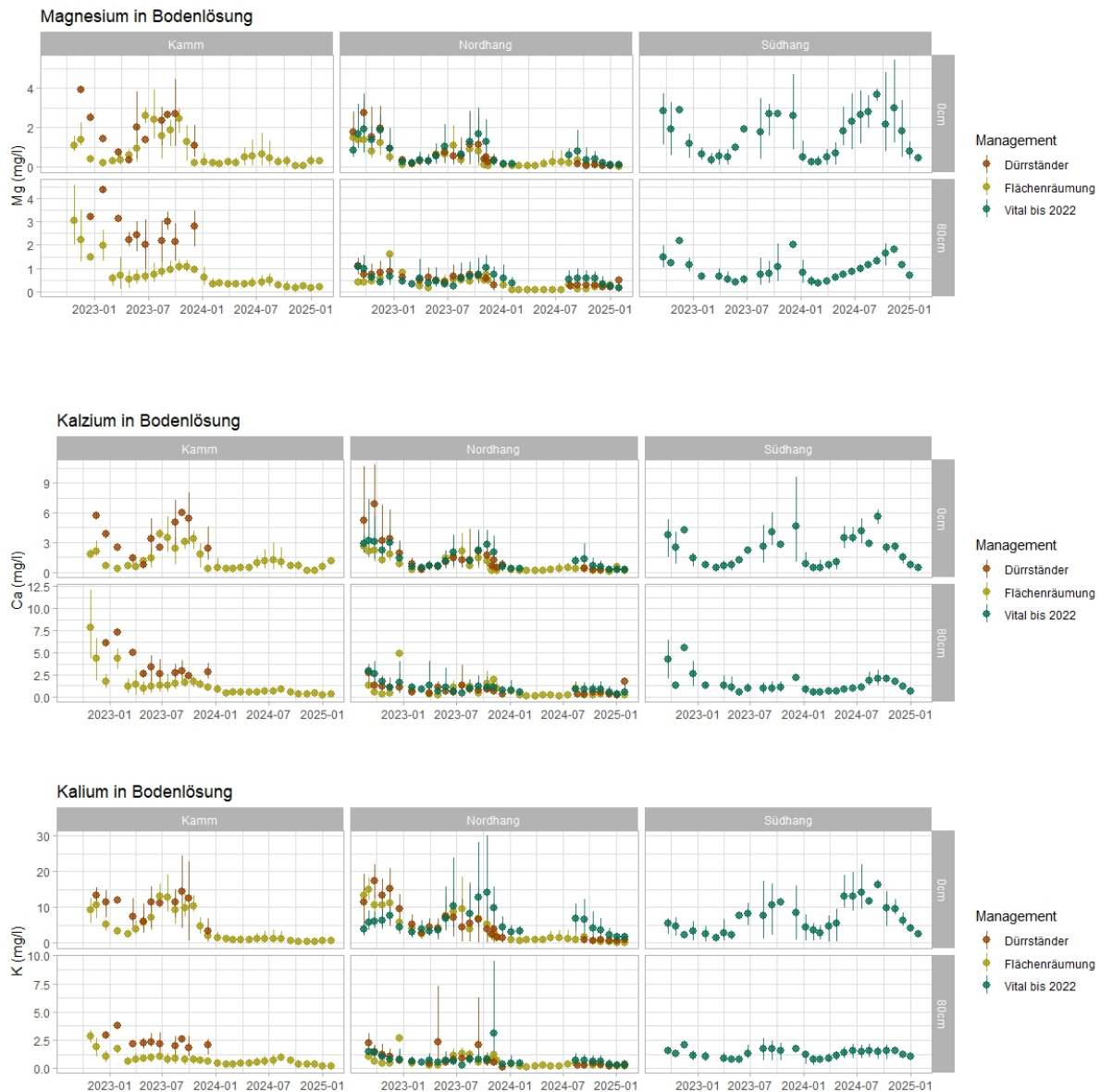


Abbildung 25: Magnesium-, Calcium- und Kalium- Konzentrationen der unterschiedlichen Managementstrategien. Dargestellt sind die Mittelwerte und Bandbreite (Minimum und Maximum) für die 2 Messstandorte auf jeder der 6 Versuchsflächen. Je Tiefenstufen und Messstandort wurden 3 Wiederholungen installiert.

5.3.2 Im Bachwasser

Im Bachwasser zeigen sich deutliche Erhöhungen der Nitrat-Konzentrationen im Vergleich zu der Zeit vor der Kalamität (Abbildung 26). Die Nitratkonzentrationen erreichen nach der Kalamität ein Maximum von über 30 mg/l an der Quelle und über 20 mg/l am Wehr. Vor der Kalamität wurden an diesen Standorten Konzentrationen von durchweg unter 10 mg/l gemessen. Der Anstieg der Konzentrationen erfolgt jedoch zeitlich versetzt. Zunächst war ein Anstieg an der Quelle nachzuweisen und anschließend am Wehr. Im August 2023 waren in der Großen Bramke nur erste Anzeichen einer Erhöhung der Nitratkonzentrationen zu sehen. Die DOC-Konzentrationen in der Langen Bramke sind gering und es gibt zurzeit weder am Wehr noch an der Quelle Anzeichen für eine Erhöhung. Die pH Werte des Bachwassers am Wehr sind seit dem Beginn der Kalamität deutlich gesunken. Insgesamt sind die pH-Werte der Quelle niedriger als die des Bachwassers am Messwehr. An diesem Standort ist aber kein Absinken der pH-Werte zu erkennen. Die Ca-, Mg- und K-Konzentrationen zeigen demgegenüber nach der Kalamität eine Erhöhung an (Abbildung 27).

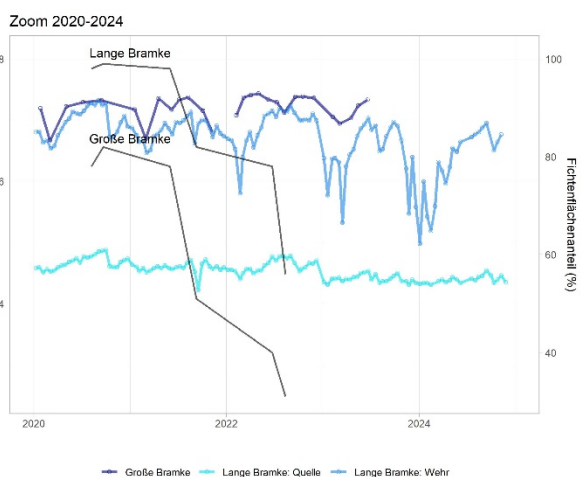
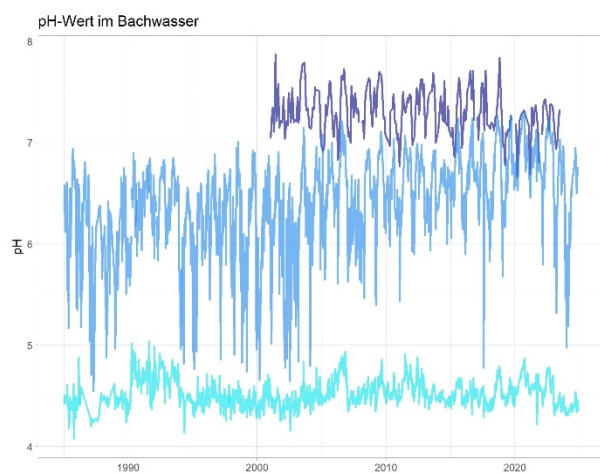
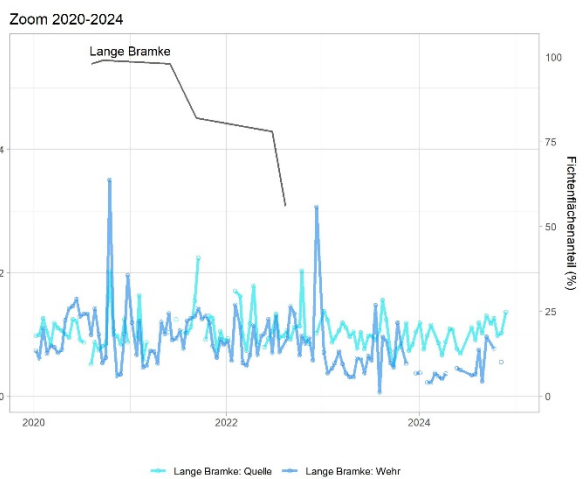
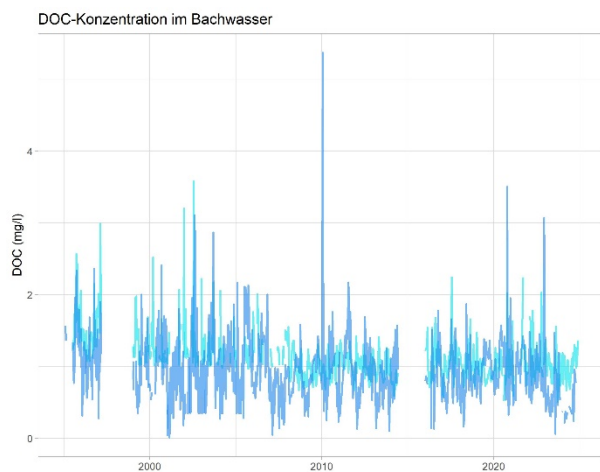
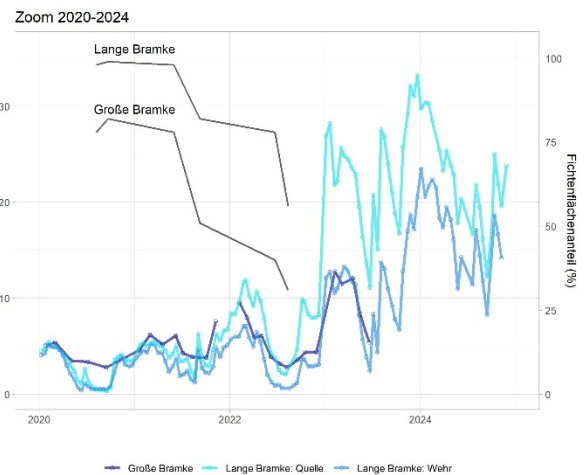
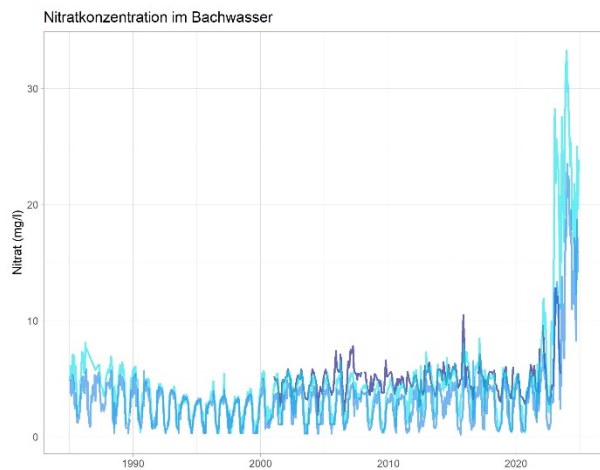


Abbildung 26: Nitrat-, DOC-Konzentrationen und pH im Bachwasser der Großen und Langen Bramke (Quelle und Wehr). Die Abbildungen auf der rechten Seite zeigen nur den Zeitraum von 2020 bis 2024. Die Veränderung der mit Fichten bestockten Flächenanteile in den Einzugsgebieten ist mit Hilfe der Schwarzen Linien dargestellt.

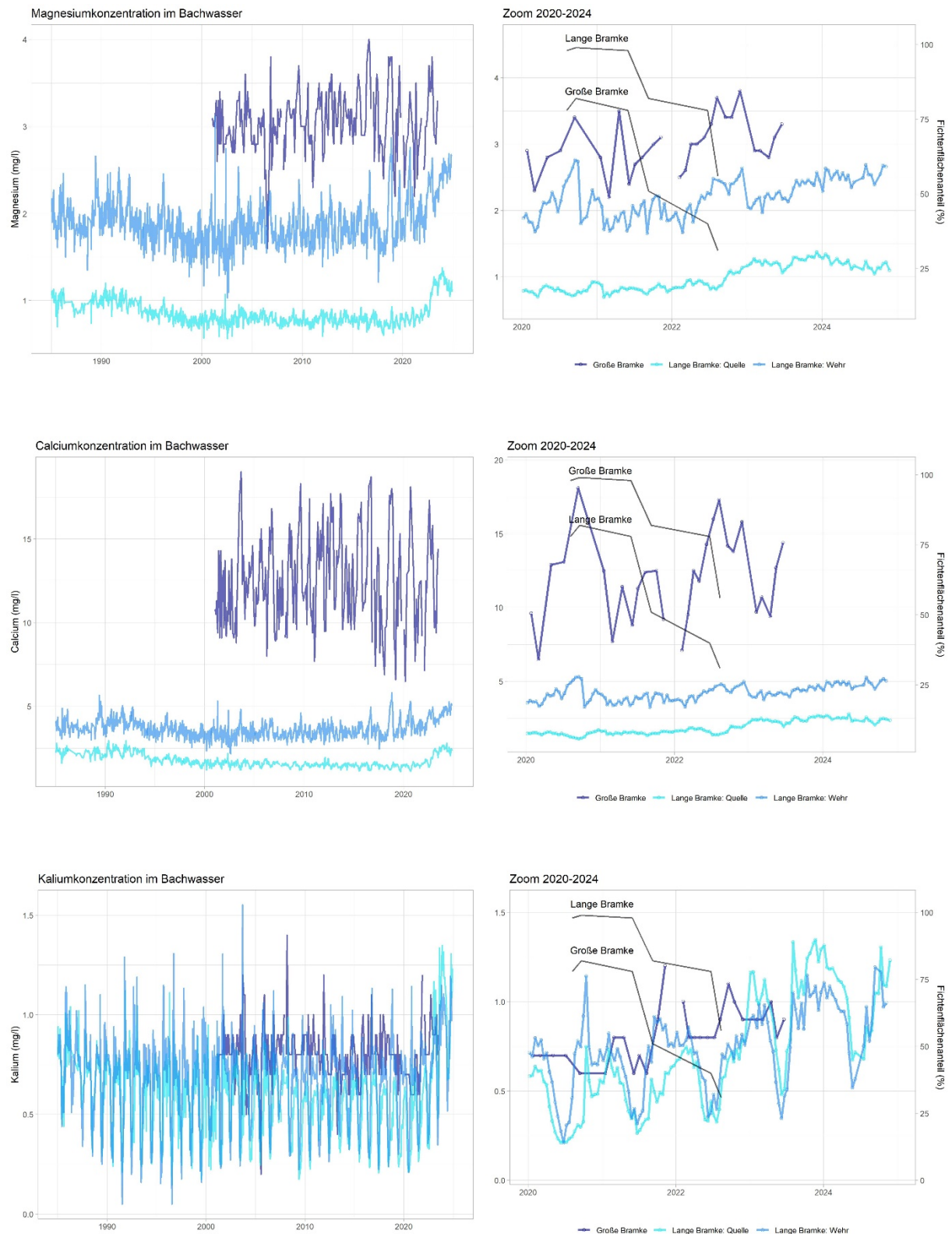


Abbildung 27: Magnesium, Kalzium und Kalium-Konzentrationen im Bachwasser der Großen Bramke, Langen Bramke (Quelle) und Langen Bramke (Wehr). Die Abbildungen auf der rechten Seite zeigen nur den Zeitraum von 2020 bis 2024. Die Veränderung der mit Fichten bestockten Flächenanteile in den Einzugsgebieten ist mit Hilfe der Schwarzen Linien dargestellt.

5.4 Veränderung des Wasserhaushaltes

Die aus den aktuellen Ergebnissen dargestellten Konzentrationen sollen mittelfristig zusammen mit den sich verändernden Wasserflüssen dargestellt und interpretiert werden. Hierzu ist aktuell in zwei Forschungsprojekten (ForResLab, OPTALS) mit der Parametrisierung von Wasserhaushaltsmodellen auf Einzugsgebietsebene begonnen worden. Auf Plotebene kann auf Modellparametrisierung von LWF-Brook90 für die BDF- und Level II Flächen in der Längen Bramke zurückgegriffen werden (Ahrends et al. 2021; Weis et al. 2023). Die 66_MrXPAUL_66 Veränderungen des Gesamtabflusses des Einzugsgebietes werden am Messwehr erfasst. Die Abbildung 3 zeigt den zeitlichen Verlauf der jährlichen Abflussbeiwerte (Anteil des Abflusses an der Niederschlagsmenge) für die Lange Bramke. Während der bisherigen Beobachtungsperiode ist eine deutliche Veränderung der Anteile der Wasserhaushaltskomponenten zu beobachten. Im Zeitraum von Beginn der Beobachtungen bis ca. Anfang der 1960er Jahre gelangten etwa 60 % des Niederschlages in den Abfluss. Danach verringerte sich der Abflussanteil in kontinuierlich auf 45 % (gleitendes Mittel, Abb. 6). In den letzten Jahren ist ein Anstieg der Abflussbeiwerte zu beobachten. Wobei die Jahre 2022 und 2023 durch äußerst hohe Abflussbeiwerte gekennzeichnet sind und dieses trotz verhältnismäßig geringen Niederschläge in den letzten Jahren.

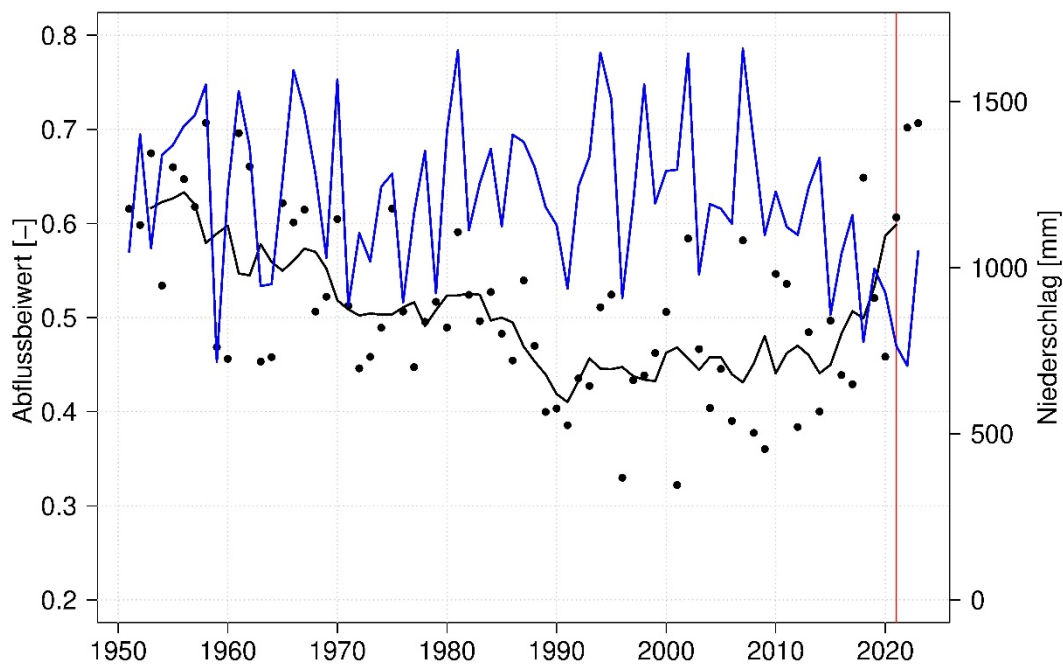


Abbildung 28: Jährlicher Abflussbeiwert (Schwarze Punkte) für die Lange Bramke im Zeitraum von 1950 bis 2023. Die durchgezogene schwarze Linie ist das 5-jährige gleitende Mittel. Die blaue Linie stellt die jährliche Niederschlagsmenge im Einzugsgebiet dar.

5.5 Vegetationsaufnahmen

Auf vegetationskundlichen Dauerflächen (VDF) der Untersuchungsflächen mit den verschiedenen Managementstrategien nach der Borkenkäferkalamität wurden Vegetationsuntersuchungen durchgeführt. Bei den Inventuren wurde der Gesamtartenbestand an Gefäßpflanzen und Moosen aufgenommen sowie die Deckungsanteile der einzelnen Pflanzenarten in % ermittelt. Zusätzlich sind die Rote-Liste-Arten nach Garve (2004) und Koperski (2011) nach der Methodik des niedersächsischen Pflanzenarten-Erfassungsprogramms (vgl. www.nlwkn-niedersachsen.de) erfasst worden. Für die

Arten, von denen mehrere Subspezies bekannt sind, ist - soweit möglich - die Subspezies mit angegeben worden. Für jede VDF ist eine Fotodokumentation erfolgt. Sprosslängenmessungen wurden ebenfalls durchgeführt um zusätzlich Trockensubstanz- und Nährelementvorräte nach Bolte (1999) ermitteln zu können. Von jeder Art einer VDF wurden 20 – wenn möglich – repräsentative Exemplare gemessen. Waren weniger als 20 Exemplare auf einer Vegetations-Aufnahmefläche vorhanden, wurden alle Sprosslängen dieser Art ermittelt. Von den Arten der Moosschicht wurden nur die – mittlere – Sprosslänge aufgenommen.

6. Diskussion

6.1 LAI Bestimmung mit Fernerkundungsdaten

Die LAI-Modellierung anhand von LiDAR-Daten mit der in Kapitel 4.1.2 beschriebenen Methode, ergab im Vergleich zu den von Ahrends et al. (2018) aus den Einzelbaumdaten geschätzten häufigsten Blattflächenindex' an BZE II-Punkten in Deutschland, realistische Werte für die Baumarten Buche und Fichte, wobei für Buchen etwas höhere LAI-Werte modelliert wurden. Es kam bei einzelnen LAI-Pixeln, insbesondere in Buchenbeständen, vor, dass alle registrierten LiDAR-Echos innerhalb des 10 x 10 m großen Pixels oberhalb von 2 m waren. Dies deutet auf eine sehr dichte Vegetation mit nahezu vollständiger Belaubung und damit auch auf einen entsprechend hohen LAI hin. Allerdings gibt es in solchen Fällen keine Grundlage für die Berechnung des LAI bzw. ist in diesen Fällen die Gleichung für den LAI auf Basis des Anteils der Echos über 2 Meter nicht definiert. In diesen Fällen wurde der LAI gleich dem maximal berechneten LAI gesetzt.

Wie bereits erwähnt, variiert die Punktdichte der LiDAR-Daten innerhalb des Untersuchungsgebietes. Grundsätzlich können variierende Punktdichten zu leichten Unterschieden in einzelnen Metriken führen, allerdings konnten in diesem Fall keine Auswirkungen der unterschiedlichen Punktdichten auf die Metrik des Anteils des Echos über 2 m erkannt werden. Hinzu kommt, dass die Berechnung des LAI mit LiDAR-Daten auf Erkenntnissen aus der Literatur basiert. Abweichungen vom tatsächlichen LAI kommen daher sicherlich vor. Darüber hinaus ist es möglich, dass die Waldtypen aus den verwendeten Studien nicht immer mit den im Untersuchungsgebiet vorkommenden Waldtypen übereinstimmen. Die Übertragbarkeit von ALS LAI-Modellen wird aufgrund der unterschiedlichen sensorischen und akquisitionsspezifischen Eigenschaften der Daten allgemein als problematisch angesehen (Sumnall et al., 2016).

Eine Validierung der LiDAR basierten LAI-Modellierungen anhand von terrestrisch erhobenen LAI-Werten wurde im Rahmen dieses Projektes vorbereitet, konnte aber nicht vollständig abgeschlossen werden. Bis dato waren terrestrische LAI-Daten ausschließlich von Fichtenbeständen (und teilweise Dürrständern) innerhalb des Untersuchungsgebietes vorhanden. Entsprechend konnten keine Aussagen über weitere Oberflächentypen gemacht werden. Die terrestrischen LAI Werte wurden auf Flächen des intensiven Monitorings im Kleineinzugsgebiet der Langen Bramke am 11.08.2022 mit dem LAI-2000 Plant Canopy Analyzer erhoben. Somit liegt zwischen den terrestrischen und den LiDAR basierten LAI Erhebungen (13.07.2022) eine Zeitspanne von etwa einem Monat. Das Verhältnis zwischen den terrestrischen (nicht klumpungskorrigiert) und LiDAR-basierten LAI-Werten ist in Abb. 18 dargestellt.

Zukünftig wäre eine umfassende Validierung mit terrestrischen LAI Werten aus Dürrständer, Fichten- und Buchenbeständen sinnvoll. In diesem Zusammenhang wäre es wichtig die terrestrischen LAI Messungen vorstratifiziert innerhalb der Großen Bramke zu verteilen um möglichst alle Kombinationen an Baumarten und Reliefpositionen abzudecken.

Darüber hinaus wurden im Rahmen des Projekts weitere terrestrische LAI-Daten von anderen Flächen des intensiven forstlichen Umweltmonitorings (BDF, Level II) zusammengestellt. Aus den Trägeländern der NW-FVA wurden räumlich und zeitlich konsistente Luftgestützte Laserscan Daten (ALS-Daten) bereitgestellt.

6.1.1 Sentinel-2 Modelle und Variablenauswahlprozess

In diesem Projekt wurde die Anwendbarkeit des NDVI und des SLAVI für die Abschätzung des LAI getestet. Der NDVI wird mit dem roten Band (Band 4) und dem nahen Infrarot (Band 8) berechnet und wird allgemein mit der photosynthetischen Aktivität der Pflanzen in Verbindung gebracht (Tucker, 1979). Hinsichtlich des hier untersuchten Einzugsgebietes könnten jedoch weitere Aspekte einen Einfluss auf das Ergebnis haben. Das rote Band zeigt für die häufig vorkommenden Kahlflächen hohe Reflexionswerte im Vergleich zu den Fichten- und Buchenflächen. Buchen, die einen hohen LAI in den Sommermonaten haben, generieren im NIR Spektralbereich deutlich höhere Reflexionswerte als Fichten- und Kahlflächen. Der SLAVI wurde von Lymburner et al. (2000) insbesondere für die Ableitung von blattmassespezifischen Parametern entwickelt und nutzt neben den Bändern 4 und 8 auch das Band 12 (SWIR2). Das SWIR2-Band im Bereich des Infrarots steht im Zusammenhang mit dem Wassergehalt und hat bereits in einer Studie von Chrysafis et al. (2020) zu einer Verbesserung der Modellierung des LAI in einem mediterranen Wald geführt.

Abgesehen von den eben angesprochenen Bändern und Indizes, die im endgültigen Model enthalten waren, zeigte die Korrelationsanalyse allerdings, dass noch weitere Bänder und Indices mit dem LAI korrelierten. Dazu gehören auch das Red-Edge Band 5 und mehrere Red-Edge Vegetationsindizes. Folglich kann das Band 5 einen wichtigen Beitrag zur Modellierung des LAI leisten, wie bei Korhonen et al. (2017) demonstriert. Allerdings wurden in diesem Projekt die Modellleistungen nicht durch die Verwendung des Bands 5 anstelle von dem NDVI oder dem SLAVI verbessert. Insgesamt waren die hier erreichten Modellleistungen im Vergleich zu ähnlichen Studien im moderaten Bereich.

Im Rahmen dieses Projektes wurde in einem früheren Ansatz der LiDAR-basierte LAI nicht auf Basis von Gap-Fraction-Gleichungen modelliert, sondern auf Basis eines linearen Modells, das mit bodengebundenen in-situ LAI-Messungen (LAI 2200) von Flächen des intensiven Monitorings innerhalb des Untersuchungsgebietes kalibriert wurde. Da das Modell ausschließlich anhand von Daten aus Fichtenbeständen kalibriert werden konnte, war es nicht auf andere Bestandessituationen übertragbar und ergab bei Testberechnungen für Buchenbestände unrealistische LAI-Werte. Ein weiterer grundlegender Unterschied des Vorgängeransatzes im Vergleich zum Hauptansatz (GF-LAI) bestand darin, dass bei der Modellkalibrierung des Vorgängeransatzes andere LiDAR-Daten verwendet wurden und kaum Kalamitätsflächen innerhalb des Untersuchungsgebiets vorkamen. Für den Hauptansatz wurde der LiDAR-basierte GF-LAI mit den Sentinel-2-Daten aus dem Sommer 2022 verknüpft. In diesem Jahr hat der Anteil der Kalamitätsflächen im Untersuchungsgebiet stark zugenommen (vgl. z.B. Abb. 26).

Interessanterweise zeigte der frühere Ansatz einen anderen statistischen Zusammenhang zwischen den Sentinel-2-basierten Variablen und dem LAI, selbst bei der ausschließlichen Betrachtung von Fichtenflächen. Im früheren Ansatz korrelierten einige Bänder mit dem LAI (z. B. Bänder 5 und 3), die ebenfalls mit dem LAI im Hauptansatz korrelieren, aber Texturen waren hier wichtiger und viele Vegetationsindizes hatten weniger Bedeutung als im Hauptansatz. Dass im früheren Ansatz Texturen einen größeren Erklärungswert als bestimmte Vegetationsindizes erlangten, ist wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass das Modell besonders sensitiv auf schattige Bereiche (große Baumkronen) reagierte und im Hauptansatz eher auf Reflexionswerte im Rot-, NIR- und SWIR2-Spektralbereich

(photosynthetische Aktivität und Wassergehalt) reagiert. Ein weiterer Grund hierfür könnte sein, dass beim GF-basierten LAI die Werte für Buchenflächen deutlich höher ausfallen, als beim vorherigen Ansatz. Des Weiteren ist der Effekt, den die vielen Kahlflächen auf die Modellkalibrierung und die letztendliche Selektion der wichtigen Prädiktoren hat, nicht quantifizierbar. Um dies in Zukunft näher zu untersuchen, müssten weitere Flächen in die Modellkalibrierung einbezogen werden. Entsprechende Flächen sollten über Polar-6 LiDAR-Daten verfügen und deutlich geringere Anteile an Kahlflächen im Vergleich zum Untersuchungsgebiet aufweisen.

6.1.2 Topographische Effekte auf die LAI-Bestimmung

Aufgrund der hügeligen Landschaft treten topografische Auswirkungen auf die spektralen Reflexionswerte vor allem an den sonnenabgewandten Schattenhängen auf. Dies beeinflusst auch die modellierten Sentinel-2-basierten LAI-Werte. Die Auswirkungen einer topografischen Korrektur mit einer angepassten Version der Minneart-Methode auf die resultierenden LAI-Werte wurden anhand eines Vergleichs analysiert. Aufgrund der nur geringen Unterschiede zwischen den resultierenden LAI-Werten wurde die topografische Korrektur aus dem Workflow gestrichen, auch um ihn zu vereinfachen. Aufnahmen außerhalb der Vegetationsperiode oder außerhalb der Monate Mai bis September wurden aufgrund der deutlichen topografischen Effekte nicht zur Modellierung des LAI herangezogen. Um den LAI für diese Zeitpunkte zu modellieren, müssten alternative Datengrundlagen geprüft werden. Beispielsweise verwenden Stankevich et al. (2017) Sentinel-1 Radar-Daten für die Schätzung des LAI.

6.1.3 Temporäre Schwankungen der LAI-Werte

Wie in Abbildung 15 zu sehen ist, existieren Schwankungen des LAI. Insbesondere für den Aufnahmezeitpunkt 31.05.2021 scheinen die LAI-Werte für einige Buchenflächen etwas höher zu sein. Dies könnte damit zusammenhängen, dass die Buchenblätter im Frühling andere spektrale Eigenschaften haben als im Sommer, wodurch höhere LAI-Werte geschätzt werden. Dies zeigt auch die Sensitivität des Modells auf hohe Chlorophyll-Gehalte bzw. für ein sattes Blattgrün. Ebenfalls produziert das Modell für manche Flächen, auf denen kleinere Pflanzen wachsen, ebenfalls einen relativ hohen LAI. Es ist daher gut möglich, dass, wie Meyer et al. (2019) zeigen, der Unterwuchs bei nicht komplett geschlossenen Kronendächern, einen Einfluss auf die modellierten LAI-Werte hat.

6.2 Klassifikation der Flächen im Untersuchungsgebiet

Die in diesem Projekt erstellten Klassifikationskarten für das Untersuchungsgebiet stellen lediglich einen zusätzlichen Überblick über die Gebietsentwicklung neben dem Hauptprodukt, den LAI-Karten, dar. Im Allgemeinen konnten die in Abschnitt 3.4. ausgedrückten Genauigkeiten für die verschiedenen Flächenklassen nur für einen Zeitpunkt validiert werden, weshalb mögliche Abweichungen für andere Zeitpunkte möglich sind.

Wie in Abschnitt 5.2.1 beschrieben, sind vor allem die Klassen Dürrständer und Laubbäume mit einer höheren Fehlerquote verbunden als die Klassen „*vitale Fichte*“ und „*Kahlfläche*“. Des Weiteren kann man der Genauigkeitsanalyse entnehmen, dass häufig Dürrständer und Laubbäume als Kahlflächen klassifiziert werden. Dies könnte damit zusammenhängen, dass auf den etwas älteren Kahlflächen bereits neue Pflanzen wachsen, die spektrale Ähnlichkeiten mit Laubbäumen (bzw. Buchen) haben. Im Fall der Dürrständer könnte die spektrale Ähnlichkeit von stehendem Totholz und den gerodeten Flächen (auf denen häufig noch tote Äste liegen) eine Rolle spielen.

6.3 Veränderung der Wasserqualität nach der Borkenkäferkalamität

6.3.1 Nitrat

Zahlreiche Untersuchungen zeigen, dass sehr hohe Nitratausträge unter Wald direkt mit hohen Stickstoffeinträgen in Verbindung gebracht werden können (Bredemeier et al. 1998; Gundersen et al. 1998; Horvath et al. 2009; MacDonald et al. 2002; Templer et al. 2022). Über die Höhe der Nitratausträge entscheiden jedoch noch andere Faktoren (C/N-Verhältnis in der Humusaufgabe, Ausgangssubstrat der Bodenbildung, Baumart, Bodenart und Stickstoffsättigung des Systems; vgl. Borken und Matzner 2004; Dise et al. 1998; Gundersen et al. 1998, Evers et al. 2019; Waldner et al. 2019; Mrak et al. 2024). Übersteigt der Austrag an Stickstoff sogar die atmosphärischen Einträge, gilt das System als gestört (vgl. Abb. 29). Solche Störungen können beispielsweise nach Kahlhieb, Windwurf, Kronenverlichtung durch Insektenfraß oder Bodenbearbeitung auftreten (Ahrends 2012). Entsprechende Einflussfaktoren kommen auch auf den Schadflächen zum Tragen und führen zu einer eindeutigen Erhöhung der Nitratkonzentrationen in der Bodenlösung in allen Bodentiefen. Entsprechende Erhöhungen sind aus zahlreichen Studien bekannt (z.B. die Metaanalyse von Mupepele & Dormann 2011, als Übersicht). Unter Einbeziehung der gemessenen Abflüsse aus dem Einzugsgebiet und den gemessenen Konzentrationen im Bachwasser am Messwehr befinden sich die Stickstoffausträge nach der Kalamität im Jahr 2023 (vgl. Abb. 29) nach der Störung in einer vergleichbaren Größenordnung (20-30 kg ha⁻¹ a⁻¹), wie sie auch in dem Simulationsexperiment von Ahrends et al. (2010) für die Einzugsgebiete der Langen, Steilen und Dicken Bramke abgeschätzt wurde. Auch in dem experimentellen Hiebsformen Projekt im Solling wurden Austräge in einer vergleichbaren Größenordnung ermittelt (Klinck et al. 2011).

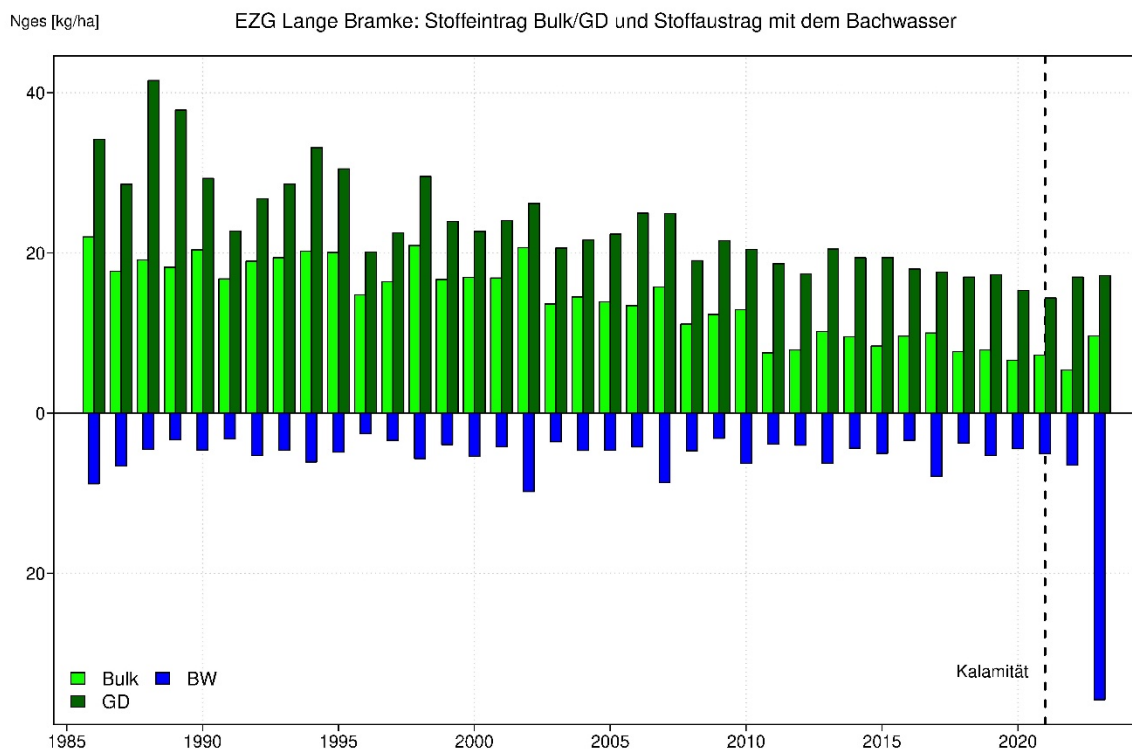


Abbildung 29: Gesamtstickstoffeinträge mit der Bulk- und Gesamtdosition und die Gesamtstickstoffausträge mit dem Abfluss der Langen Bramke für den Zeitraum von 1985 bis 2023.

In der aktuellen Studie scheint die Konzentrationserhöhung nur einen relativ kurzen Zeitraum zu umfassen und die erreichten Spitzenwerte im Bachwasser blieben deutlich unter dem zulässigen Trinkwassergrenzwert von 50 mg/l. Ob wirklich schon das Maximum erreicht wurde, kann aber zum Gegenwärtigen Zeitpunkt noch nicht abschließend beurteilt werden. Häufig dauern solche erhöhten Austräge drei bis fünf Jahre an (Mupepele & Dormann 2017). Allerdings zeigen Auswertungen anderer

Flächen des intensiven Umweltmonitorings sowie die Ergebnisse diverser Studien, dass die Dauer, abhängig von den Standortseigenschaften und der Vegetationsentwicklung, sehr variabel ist. Eine Bedeckung des Bodens mit Vegetation reduziert die Dauer der erhöhten Nitratkonzentrationen, indem mineralisiertes Nitrat durch die Pflanzen aufgenommen und vor Auswaschung geschützt wird. Vor diesem Hintergrund, dass die bisher zu beobachtende Entwicklung der Schlagvegetation sehr langsam von statten ging, ist der sich aktuell andeutende schnelle Rückgang der Austragsspitzen umso überraschender. Die Entwicklung der Bodenvegetation wird auch zukünftig durch Experten bewertet werden und somit den Versuchsaufbau komplementieren.

Die Nitratkonzentrationen in der Bodenlösung unterscheiden sich bisher nur geringfügig in Abhängigkeit von der Managementvariante. Aktuell tendieren die Dürrständer zu etwas höheren Konzentrationen als die Variante der Flächenräumung. Die geringsten Konzentrationen zeigen sich unter den vitalen Fichten. Diese Zusammenhänge sind vor allem in 80 cm Tiefe erkennbar. Insgesamt zeigen die Ergebnisse, dass auch standortsbezogene Unterschiede vorliegen. So sind z.B. auf dem Nordhang die Nitratkonzentrationen managementunabhängig im Durchschnitt höher als auf dem Südhang und dem Kamm.

Die auf den Dürrständern höheren Konzentrationen im Vergleich zur Flächenräumung könnten auf mehrere Faktoren zurückzuführen sein. Zunächst werden die Einträge mit der atmosphärischen Deposition auf den Dürrständerflächen aufgrund der durch die Inhomogenitäten hervorgerufenen höheren Depositionsgeschwindigkeiten deutlich höher als unter den Freiflächenbedingungen der geräumten Flächen sein. Des Weiteren könnten die Interzeptionsverluste durch die Benetzung der noch vorhandenen Holzoberflächen deutlich höher als auf den Freiflächen ausfallen und somit den Wasserhaushalt verändern und entsprechende Konzentrationsunterschiede hervorrufen. Dass es auch noch nach dem Abfallen der abgestorbenen Nadeln zu vergleichsweise hohen Interzeptionsverlusten kommen kann, erscheint zunächst etwas überraschend. In der Studie von Anders et al. (2002) waren in unbelaubten Buchenbeständen die Interzeptionsverluste im Vergleich zu den sommerlichen Verlusten nur knapp 80 % geringer. Diese hohen Interzeptionsverluste im unbelaubten Zustand lassen sich durch den vergleichsweise hohen aerodynamischen Widerstand des Kronendaches erklären. Die hierdurch verursachte starke Ventilation des Kronenraumes führt damit zu einer ständigen Abtrocknung der Zweige. Vergleichbare Turbulenzen und Ventilationen könnten auch durch die Dürrständer und das auf der Fläche verbleibende Kronenmaterial hervorgerufen werden. Entsprechende Effekte sollten in Folgeprojekten näher untersucht werden, wenn hinsichtlich der kleinräumlichen Verteilung der Niederschläge im Untersuchungsgebiet durch die zusätzlich eingerichteten Niederschlagsmessstationen genauere Kenntnisse vorliegen und eine verbesserte Regionalisierung der Freilandniederschläge möglich ist.

Des Weiteren können auch noch die durch das Belassen der Dürrständer kurzzeitig höheren Einträge über den Streufall eine Rolle spielen.

Ab der 2. Jahreshälfte von 2023 erhöhen sich auch die Nitratkonzentrationen in der Bodenlösung auf den vormals noch vitalen Versuchsflächen auf dem Nord- und Südhang. Diese Konzentrationserhöhung ist in unmittelbarem Zusammenhang mit dem Absterben der Fichten auf diesen Flächen im genannten Jahr zu sehen.

6.3.2 Nährstoffkationen

Da die Auswaschung basischer Nährstoffkationen sehr eng mit der Auswaschung von Sulfat und Nitrat verknüpft ist (De Vries et al. 2021, Frank & Stuanes 2003), wirken sich die nach den Kalamitäten erhöhten Nitratausträge auch direkt auf die Konzentrationen der basischen Kationen in der Bodenlösung aus. Die durch die höheren Austräge mit dem Sickerwasser verursachten Versauerungsschübe führen in der Bodenlösung zu einer Verringerung der pH-Werte. Eine vergleichbare Entwicklung zeigt sich auch für die Bachwasserkonzentrationen am Messwehr und an der Quelle.

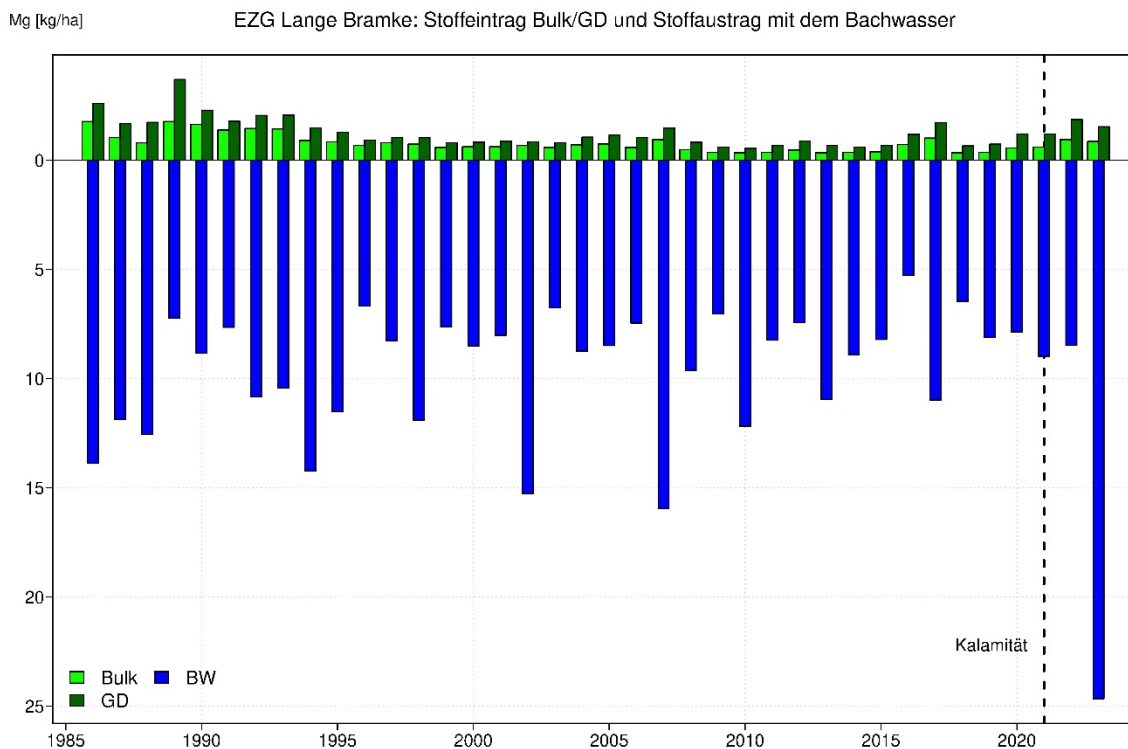


Abbildung 30: Magnesiumeinträge mit der Bulk- und Gesamtd deposition und die Magnesiumausträge mit dem Abfluss der Langer Bramke für den Zeitraum von 1985 bis 2023.

Neben der Veränderung der Wasserqualität sollten die zunehmenden Nährstoffverluste zukünftig weiter beobachtet werden. Die Abbildung 30 zeigt den deutlichen Anstieg der Magnesiumausträge in Folge der hohen Stickstoffausträge (vgl. Abb. 29) im Jahr 2023 nach der Kalamität. Entsprechende Verläufe ergeben sich auch für die basischen Kationen Kalium und Calcium. Insbesondere die hohen Magnesiumausträge sind hervorzuheben, da der Waldernährungszustand der vitalen Fichten in der Langer Bramke schon in der Vergangenheit „latent mangelhaft“ war und eine Erholung der bodenchemischen Versauerungssituation ist auf diesen ungekalkten Fichtenstandorten bisher noch nicht zu beobachten (Ahrends et al. 2022). Demnach befinden sich die Nährstoffverluste an basischen Kationen auf den stark versauerten Standorten in der Langer Bramke in einer Größenordnung, die für die Nährstoffversorgung der nachfolgenden Waldgeneration nachteilig sein könnte.

6.3.3 Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC)

Der gelöste organische Kohlenstoff (DOC) in der Bodenlösung ist durch den Wasserkreislauf mit dem DOC in den Oberflächengewässern verbunden. Entsprechend wird davon ausgegangen, dass die langfristige Dynamik der DOC-Konzentrationen in den Oberflächengewässern mit den DOC-Trends in der Bodenlösung in Zusammenhang steht. Während in europäischen Oberflächengewässern in den letzten Jahrzehnten steigende DOC-Konzentrationen beobachtet werden konnten, wurden bisher keine konsistenten Trends für das DOC in der Bodenlösung festgestellt (Camino-Serrano et al. 2016). In der Langer Bramke zeigt sich bei den langfristigen Daten weder ein Trend in der Bodenlösung noch

im Bachwasser. Die gemessenen Größenordnungen entsprechen den in der Literatur genannten Wertebereichen (Langeveld et al. 2019; Borken et al. 2011). Insgesamt weisen die Flächen auf dem Kamm etwas höhere Konzentrationen als die auf dem Nord- und Südhang auf. Auf dem Kamm des Untersuchungsgebietes tendieren auch die Dürrständer zu höheren DOC-Konzentrationen, als die Variante der Flächenräumung. Auch bei den DOC-Konzentrationen ist es jedoch denkbar, dass die Konzentrationsunterschiede vorwiegend durch Unterschiede im Wasserhaushaltsregime hervorgerufen werden (vgl. 6.3.1). Auf die Bedeutung des Wasserhaushaltes hinsichtlich der DOC-Flüsse wird auch von Bowering et al. (2020) hingewiesen. In deren Studien ergaben sich auf den genutzten Waldbeständen um 30 % höhere DOC-Flüsse aus den O-Horizonten im Vergleich zu den ungenutzten Waldflächen. Diese höheren Flussraten korrespondierten mit höheren jährlichen Wasserflüssen und kompensierten somit die geringeren oberirdischen C-Einträge und die geringeren organischen Kohlenstoffvorräte im Boden.

6.3.4 Räumliche Heterogenität

Bei den Ergebnissen muss beachtet werden, dass die Ermittlung von repräsentativen Mittelwerten durch die hohe räumliche Heterogenität der Bodeneigenschaften mit erheblichen Fehlern und Unsicherheiten behaftet sein kann (Ahrends et al. 2017a; Manderscheid & Matzner 1995). Kohlpaintner et al. (2012) geben Variationskoeffizienten (VK) für die Nitratkonzentration im Sickerwasser eines Fichtenbestandes im Höglwald zwischen 79 und 110 % an. Sie ermittelten eine notwendige Anzahl an Wiederholungen von 250, um den flächenrepräsentativen Mittelwert mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 5 % schätzen zu können. Auch von Manderscheid & Matzner (1995) wurden für einen Fichtenbestand im Fichtelgebirge für alle quantitativ wichtigen Kationen und Anionen hohe Variabilitäten ermittelt. Die notwendigen Anzahlen an Wiederholungen belaufen sich bei ihren Berechnungen je nach Element auf 68 bis zu 633. Für Nitrat liegt die Anzahl mit 221 in einer vergleichbaren Größenordnung zu der Untersuchung von Kohlpaintner et al. (2012). Ebenfalls sehr hohe Variationskoeffizienten berechneten Ringe et al. (2003) für das oberflächennahe Grundwasser unter Kiefernbeständen und Kiefern-Buchen-Mischbeständen des Nordwestdeutschen Tieflandes. Auch von Ahrends et al. (2017b) werden für einen Douglasienbestand des Nordostdeutschen Tieflandes ähnliche Wertebereiche genannt.

Da die Messungen der Bodenlösung sehr kostenintensiv sind, wird in der Praxis häufig mit einer wesentlich geringeren Anzahl an Wiederholungen gearbeitet. Entsprechend wird für das europäische Waldmonitoring unter ICP Forests auch nur eine relativ geringe Anzahl von Mindestwiederholungen für stoffliche Fragestellungen gefordert ($n = 10$, Nieminen et al. 2016). Weitere methodische Probleme können sich aus der räumlichen Anordnung der Saugkerzen ergeben. Hierzu werden i.d.R. keine konkreten Angaben gemacht (nur ein Minimalabstand vom Stamm von 1 m). Das führt in der Praxis dazu, dass die Saugsonden in unmittelbarer Nachbarschaft installiert werden und somit räumliche Autokorrelationen nicht berücksichtigt werden. Diesem methodischen Problem wurde im Projekt AUWADI dadurch Rechnung getragen, dass je Tiefenstufe und Profil nur 3 Sauplatten installiert wurden und dafür auf der gleichen Fläche eine weitere Profilgrube entsprechend instrumentiert wurde. Des Weiteren gibt es jede Managementvariante in zweifacher Wiederholung, die jeweils über zwei Profile mit entsprechenden Wiederholungen innerhalb des Profils verfügt. Ein weiterer Vorteil bei dem vorgestellten Versuchsdesign sind die langen Zeitreihen, die von den 3 Intensiven Monitoringflächen (Level II, BDF) im Untersuchungsgebiet vorliegen. Hierdurch lässt sich beurteilen, ob auftretende Veränderungen signifikant von Schwankungen der Vergangenheit abweichen und wie groß im Vergleich die standörtlichen Unterschiede sind.

7. Ausblick

Das A UWADI-Projekt hat es ermöglicht, ein Messkonzept einzurichten, um die Veränderungen der Wasserqualität und des Wasserhaushalts in einem Einzugsgebiet mit großflächigen Waldstrukturänderungen zu analysieren. Durch die während des Projekts durchgeführte Instrumentierung von Schadflächen in der Langen Bramke ist eine Forschungsplattform initialisiert worden, die schon aktuell in die Bearbeitung zahlreicher Forschungsprojekte eingebunden ist. Das am 01.04.2025 gestartete Projekt OPTALS (FKZ: 02WAZ1743D) hat zum Ziel, innovative Instrumente und Managementstrategien zur optimalen dynamischen Steuerung von Talsperrensystemen und Wasserwerken unter Nutzung von Echtzeitvorhersagen der Zuflusswassermenge und -beschaffenheit zu entwickeln. Dabei sollen die sich ändernden Bedingungen des globalen Wandels zur Sicherstellung der Resilienz derartiger Versorgungssysteme berücksichtigt werden, insbesondere in Situationen von Wassermangel und kritischer Wassergüte. Die Untersuchungen erfolgen exemplarisch im Westharz am Talsperrenverbund der Harzwasserwerke mit 5 Trinkwassertalsperren und sollen schließlich in ein System zur operationellen Steuerung des Talsperrenverbundes münden. Die wissenschaftlichen Ergebnisse werden auf andere Talsperrensysteme mit bewaldeten Einzugsgebieten übertragbar sein.

Das am 01.11.2024 gestartete Projekt FoResLab „Future Lab towards Forests Resilient to Climate Change“ soll als neue Plattform in Niedersachsen dienen, um in einem inter- und transdisziplinären Ansatz die zentrale Frage zu beantworten: Wie können wir Wälder unter heutigen und zukünftigen Bedingungen resilient gegenüber Klimaveränderungen machen? Organisiert in drei Plattformen und 13 Teilprojekten wird FoResLab neue Wege der inter- und transdisziplinären Forschung, der Wissenschaftskommunikation und des Wissenstransfers beschreiten. In der experimentellen Plattform sollen relevante Ökosystemfunktionen und -dienstleistungen an sechs Versuchsstandorten mit neuester Fast-Echtzeit-Sensorik untersucht werden, um multifunktionale Indikatoren für die Resilienz der Wälder gegenüber dem Klimawandel abzuleiten. Einer dieser Versuchsstandorte ist die Lange Bramke. Das Teilprojekt der NW-FVA „Pathways to forest resilience following forest disturbance - Management options to safe-guard ecosystem services in space and time“ hat zum Ziel, die Prozesse zu identifizieren, die nach Störungen zu einer Veränderung der Wasserdienstleistungen führen. Dabei steht die Überführung von geschädigten Fichtenreinbeständen in Buchenwälder im Fokus. Die Fragen nach einem klimaangepassten Waldmanagement sowie der Intensität und Dauer der Veränderungen der Wasserdienstleistungen sind zentrale Punkte der zukünftigen Wasservorsorge in bewaldeten Einzugsgebieten.

Das am 01.06.2025 gestartete Projekt SURVEY (FKZ: 033L312D) zielt auf eine Demonstration und Erprobung der Einrichtung von Waldreallaboren, eine umfassende Daten- und Ergebnissynthese sowie Beiträge zur Bündelung der Forschungsagenda im Wald- und Holzbereich ab. Mehrere Waldreallabore (WRL) auf regionaler Ebene im Harz und in Niederbayern enthalten als Elemente (1) ein Netz von räumlich verteilten Experimentalflächen unterschiedlicher Nutzungs- und Untersuchungsintensität, (2) deren digitale Abbilder (digitale Zwillinge) und (3) integrieren Praxisversuche im Sinne eines Forschungs-Praxis-Netzwerks. Das Versuchsdesign inklusive der Instrumentierung der Intensivuntersuchungsflächen in diesem Projekt wurde eng mit dem Design von A UWADI abgestimmt, um eine maximale Vergleichbarkeit zu erhalten.

Aktuell in der Phase der Beantragung bei der FNR befindet sich das Projekt WaSWaDi. Ziel des Verbundvorhabens WaSWaDi ist es, zu beurteilen, wie Borkenkäferkalamitäten und das daraus entstandene Waldsterben die Wasserqualität und den Wasserhaushalt im Einzugsgebiet der Langen Bramke beeinflussen. Es soll vor allem untersucht werden, wie Wasserdienstleistungen durch geeignete Waldmanagementstrategien in betroffenen Wäldern gesichert werden können. Des Weiteren soll aufgezeigt werden, welche Herausforderungen die Störung der Waldstruktur für die Erhebungen des intensiven forstlichen Umweltmonitorings hat. Dieses Projekt ist somit als direktes Folgeprojekt von A UWADI zu sehen, während die Anderen vorab skizzierten Projekte für ihre unterschiedlichen Ausrichtungen und Fragestellungen die Forschungsinfrastruktur von A UWADI nutzen, wodurch sich Synergieeffekte ergeben.

8. Referenzen

- Ahrends, B.; Meesenburg, H. u. Spellmann, H. (2011): Waldbau ist Wasserwirtschaft. Dtsch. Waldbesitzer, 1, 7-8.
- Ahrends, B.; Meesenburg, H.; Döring, C. u. Jansen, M. (2010): A spatio-temporal modelling approach for assessment of management effects in forest catchments. Status and Perspectives of Hydrology in Small Basins, IAHS Publ. 336, 32-37.
- Ahrends, B. (2012): Regionalisierungskonzept zur flächendeckenden Bewertung des Austragsrisikos von Nitrat mit dem Sickerwasser aus Waldböden (RIKON). Beitr. aus der NW-FVA, 9, 115-148.
- Ahrends, B.; Klinck, U.; Fortmann, H.; Wagner, M. u. Meesenburg, H. (2017a): Die repräsentative Gewinnung von Bodenlösung mittels Saugsonden, Teil I: Theorie, Methodik und Installation. In: NW-FVA: Waldböden: Schutz und Nutzung. Fachtagung vom 10. bis 11. Oktober 2016 in Göttingen. Beiträge aus der NW-FVA, Göttingen. S. 1-22.
- Ahrends, B.; Klinck, U.; Fortmann, H.; Wagner, M. u. Meesenburg, H. (2017b): Die repräsentative Gewinnung von Bodenlösung mittels Saugsonden, Teil II: Evaluierung anhand einer dreijährigen Messreihe in einem Douglasienbestand (*Pseudotsuga menziesii*). In: NW-FVA: Waldböden: Schutz und Nutzung. Fachtagung vom 10. bis 11. Oktober 2016 in Göttingen. Beiträge aus der NW-FVA, Göttingen. S. 23-45.
- Ahrends, B., Schmidt-Walter, P., Fleck, S., Köhler, M., and Weis, W. (2018): Wasserhaushalts-simulationen und Klimadaten, Freibg. Forstl. Forsch., 101, 74–94, 2018
- Ahrends, B.; Fortmann, H. u. Meesenburg, H. (2022): The Influence of Tree Species on the Recovery of Forest Soils from Acidification in Lower Saxony, Germany. Soil Systems, 6, (2): 40.
- Allen, C. D.; Macalady, A. K.; Chenchouni, H.; Bachelet, D.; Mcdowell, N.; Vennetier, M.; Kritzberger, T.; Rigling, A.; Breshears, D. D.; Hogg, E. H.; Gonzalez, P.; Fensham, R.; Zhang, Z.; Castro, J.; Demidova, J.; Lim, J.-H.; Allard, G.; Running, S. W.; Semerci, A. u. Cobb, N. (2010): A global overview of drought and head induced tree mortality reveals merging climate change risks for forests. Forest Ecology and Management, 259, 660-684.
- Anders, S.; Beck, W.; Bolte, A.; Hofmann, G.; Jenssen, M.; Krakau, U.-K. u. Müller, J. (2002): Ökologie und Vegetation der Wälder Nordostdeutschlands. Dr. Kessel. Oberwinter. 283 S.
- Anders, T.; Hetzer, J.; Knapp, N.; Forrest, M.; Langan, L.; Tölle, M. H.; Wellbrock, N. u. Hickler, T. (2025): Modelling past and future impacts of droughts on tree mortality and carbon storage in Norway spruce stands in Germany. Ecological Modelling, 501, 110987.
- Andrus, R. A.; Hicke, J. A. u. Meddens, A. J. H. (2025): Spatiotemporal characteristics of tree mortality from bark beetle outbreaks vary within and among bark beetle-host tree associations in the western United States. Forest Ecology and Management, 576, 122382.
- Biederman, J.A., Harpold, A.A., Gochis, D.J., Ewers, B.E., Reed, D.E., Papuga, S.A., Brooks, P.D., (2014): Increased evaporation following widespread tree mortality limits streamflow response. Water Resour. Res. 50, 5395–5409. <https://doi.org/10.1002/2013WR014994>
- Blauhut, V.; Stoelzle, M.; Ahopelto, L.; Brunner, M. I.; Teutschbein, C.; Wendt, D. E.; Akstinis, V.; Bakke, S. J.; Barker, L. J.; Bartošová, L.; Briede, A.; Cammalleri, C.; Kalin, K. C.; De Stefano, L.; Fendeková, M.; Finger, D. C.; Huysmans, M.; Ivanov, M.; Jaagus, J.; Jakubínský, J.; Krakovska, S.; Laaha, G.; Lakatos, M.; Manevski, K.; Neumann Andersen, M.; Nikolova, N.; Osuch, M.; Van Oel, P.; Radeva, K.; Romanowicz, R. J.; Toth, E.; Trnka, M.; Urošev, M.; Urquijo Reguera, J.; Sauquet, E.; Stevkov, A.; Tallaksen, L. M.; Trofimova, I.; Van Loon, A. F.; Van Vliet, M. T. H.; Vidal, J. P.; Wanders, N.; Werner, M.; Willems, P. u. Živković, N. (2022): Lessons from the 2018–2019 European droughts: a collective need for unifying drought risk management. Nat. Hazards Earth Syst. Sci., 22, (6): 2201-2217.
- Blickensdörfer, L.; Oehmichen, K.; Pflugmacher, D.; Kleinschmit, B. u. Hostert, P. (2024): National tree species mapping using Sentinel-1/2 time series and German National Forest Inventory data. Remote Sensing of Environment, 304, 114069.

- BMEL (2016): Forstliches Umweltmonitoring in Deutschland Durchführungskonzept Forstliches Umweltmonitoring. 40 S.
- Bolte, A. (1999): Abschätzung von Trocken-, Kohlenstoff- und Nährelementvorräten der Waldbodenflora – Verfahren, Anwendung und Schätztafeln. Forstwissenschaftl. Beitr. Tharandt, 129 S.
- Borken, W. u. Matzner, E. (2004): Nitrate leaching in forest soils: an analysis of long-term monitoring sites in Germany. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 167, (3): 277-283.
- Borken, W.; Ahrens, B.; Schulz, C. u. Zimmermann, L. (2011): Site-to-site variability and temporal trends of DOC concentrations and fluxes in temperate forest soils. *Global Change Biology*, 17, (7): 2428-2443.
- Bowering, K. L.; Edwards, K. A.; Prestegard, K.; Zhu, X. u. Ziegler, S. E. (2020): Dissolved organic carbon mobilized from organic horizons of mature and harvested black spruce plots in a mesic boreal region. *Biogeosciences*, 17, (3): 581-595.
- Bredemeier, M.; Blanck, K.; Xu, Y. J.; Tietema, A.; Boxman, A. W.; Emmett, B. A.; Moldan, F.; Gundersen, P.; Schleppei, P. u. Wright, R. F. (1998): Input-output budgets at the NITREX sites. *Forest Ecology Management*, 101, 57-64.
- Bretfeld M, Speckman HN, Beverly DP and Ewers BE (2021): Bayesian Predictions of Bark Beetle Attack and Mortality of Three Conifer Species During Epidemic and Endemic Population Stages. *Front. For. Glob. Change* 4:679104. doi: 10.3389/ffgc.2021.679104
- Buddenbaum, H. (2010): Charakterisierung von Forstbeständen mit Hilfe von Laserscanning und Reflexionsmodellierung (Dissertation Geographie/Geowissenschaften). Trier.
- Buras, A.; Rammig, A. u. Zang, C. S. (2020): Quantifying impacts of the 2018 drought on European ecosystems in comparison to 2003. *Biogeosciences*, 17, (6): 1655-1672.
- Camino-Serrano, M.; Graf Pannatier, E.; Vicca, S.; Luyssaert, S.; Jonard, M.; Ciais, P.; Guenet, B.; Gielen, B.; Peñuelas, J.; Sardans, J.; Waldner, P.; Etzold, S.; Cecchini, G.; Clarke, N.; Galić, Z.; Gandois, L.; Hansen, K.; Johnson, J.; Klinck, U.; Lachmanová, Z.; Lindroos, A. J.; Meessenburg, H.; Nieminen, T. M.; Sanders, T. G. M.; Sawicka, K.; Seidling, W.; Thimonier, A.; Vanguelova, E.; Verstraeten, A.; Vesterdal, L. u. Janssens, I. A. (2016): Trends in soil solution dissolved organic carbon (DOC) concentrations across European forests. *Biogeosciences*, 13, (19): 5567-5585.
- Chrysafis, I.; Korakis, G.; Kyriazopoulos, A.P.; Mallinis, G. (2020): Retrieval of leaf area index using Sentinel-2 imagery in a mixed mediterranean forest area. *ISPRS Int. J. Geo-Inf.*, 9, 622.
- De Vries, W.; De Jong, A.; Kros, J. u. Spijker, J. (2021): The use of soil nutrient balances in deriving forest biomass harvesting guidelines specific to region, tree species and soil type in the Netherlands. *For. Ecol. Manage.*, 479, 118591.
- Dise, N.; Matzner, E. u. Gundersen, P. (1998): Synthesis of nitrogen pools and fluxes from European forest ecosystems. *Water, Air and Soil Pollution*, 105, 143-154.
- DVGW (Hrsg.) (2016): Waldbewirtschaftung und Gewässerschutz. Technischer Hinweis - Merkblatt DVGW W 105 (M), inhaltsgleich mit DWA-Merkblatt DWA-M 906, 15 S.
- Edburg, S.L., Hicke, J.A., Brooks, P.D., Pendall, E.G., Ewers, B.E., Norton, U., Gochis, D., Gutmann, E.D., Meddens, A.J. (2012): Cascading impacts of bark beetle-caused tree mortality on coupled biogeophysical and biogeochemical processes. *Front. Ecol. Environ.* 10, 416–424. <https://doi.org/10.1890/110173>
- Evers, J.; Ahrends, B. u. Weis, W. (2019): Stickstoffstatus in der Bodenlösung und Stickstoffbilanz. In: Evers, J.; Dammann, I.; König, N.; Paar, U.; Stüber, V.; Schulze, A.; Schmidt, M.; Schönfelder, E. u. Eichhorn, J.: Waldzustandsbericht für Niedersachsen und Bremen. Beiträge aus der NW-FVA, 19. Universitätsverlag Göttingen. Göttingen. S. 251-260.
- Francis, E. J.; Jung, C. G.; Hicke, J. A. u. Hurteau, M. D. (2025): Modeling the probability of bark beetle-caused tree mortality as a function of watershed-scale host species presence and basal area. *Forest Ecology and Management*, 580, 122549.

- Frank, J. u. Stuanes, A. O. (2003): Short-term effects of liming and vitality fertilization on forest soil and nutrient leaching in a Scots pine ecosystem in Norway. *Forest Ecology and Management*, 176, (1): 371-386.
- Garve, E. (2004): Rote Liste und Florenliste der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. *Inform. d. Naturschutz Niedersachsen* 24 (1), 76 S.
- Georgiev, K.B., Beudert, B., Bässler, C., Feldhaar, H., Heibl, C., Karasch, P., Müller, J., Perlík, M., Weiss, I., Thorn, S. (2021): Forest disturbance and salvage logging have neutral long-term effects on drinking water quality but alter biodiversity. *For. Ecol. Manag.* 495, 119354. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119354>
- Goeking, S.A., Tarboton, D.G. (2020): Forests and Water Yield: A Synthesis of Disturbance Effects on Streamflow and Snowpack in Western Coniferous Forests. *J. For.* 118, 172–192. <https://doi.org/10.1093/jofore/fvz069>
- Grillakis, M. G. (2019): Increase in severe and extreme soil moisture droughts for Europe under climate change. *Science of the Total Environment*, 660, 1245-1255.
- Gundersen, P.; Callesen, I. u. De Vries, W. (1998): Nitrate leaching in forest ecosystems is related to forest floor C/N ratios. *Environmental Pollution*, 102, 403-407.
- Hellsten, S., Stadmark, J., Pihl Karlsson, G., Karlsson, P.E., Akselsson, C. (2015): Increased concentrations of nitrate in forest soil water after windthrow in southern Sweden. *For. Ecol. Manag.* 356, 234–242. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.07.009>
- Hlásny, T., König, L., Krokene, P., Lindner, M., Montagné-Huck, C., Müller, J., Qin, H., Raffa, K.F., Schelhaas, M.-J., Svoboda, M., Viiri, H., Seidl, R. (2021): Bark Beetle Outbreaks in Europe: State of Knowledge and Ways Forward for Management. *Curr. For. Rep.* 7, 138–165. <https://doi.org/10.1007/s40725-021-00142-x>
- Höper, H. u. Meesenburg, H. (2012): Das Bodendauerbeobachtungsprogramm. *GeoBerichte*, 23, 6-18.
- Horvath, B.; Meiwes, K. J. u. Meesenburg, H. (2009): Die Bedeutung von Baumart und Bestandesalter für die Nitratversickerung unter Wald in der Region Weser-Ems. *Forstarchiv*, 80, 35-41.
- Huber, C., Baumgarten, M., Göttlein, A., Rotter, V. (2004): Nitrogen Turnover and Nitrate Leaching after Bark Beetle Attack in Mountainous Spruce Stands of the Bavarian Forest National Park. *Water Air Soil Pollut. Focus* 4, 391–414. <https://doi.org/10.1023/B:WAFO.0000028367.69158.8d>
- Kaňa, J., Tahovská, K., Kopáček, J., Šantrůčková, H. (2015): Excess of Organic Carbon in Mountain Spruce Forest Soils after Bark Beetle Outbreak Altered Microbial N Transformations and Mitigated N-Saturation. *PLOS ONE* 10, e0134165. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0134165>
- Karlsson, P.E., Akselsson, C., Hellsten, S., Pihl Karlsson, G. (2018): A bark beetle attack caused elevated nitrate concentrations and acidification of soil water in a Norway spruce stand. *For. Ecol. Manag.* 422, 338–344. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.04.021>
- Klinck, U.; Fröhlich, D.; Meiwes, K. J. u. Beese, F. (2013): Entwicklung der Stoffein- und -austräge nach einem Fichten-Kleinkahlschlag. *Forstarchiv*, 84, 93-101.
- Koeniger, P., Hubbart, J.A., Link, T., Marshall, J.D. (2008): Isotope variation of snowcover and streamflow in response to variability in canopy structure in a mountainous system. *Hydrol. Proc.* 22(4), 557-566 <http://doi.org/10.1002/hyp.6967>.
- Kohlpaintner, M.; Huber, C. u. Göttlein, A. (2012): Improving the precision of estimating nitrate (NO₃-) concentration in seepage water of forests by prestratification with soil samples. *European Journal of Forest Research*, 131, (5): 1399–1409.
- Kopáček, J., Čapek, P., Choma, M., Cudlín, P., Kaňa, J., Kopáček, M., Porcal, P., Šantrůčková, H., Tahovská, K., Turek, J. (2023): Long-term changes in soil composition in unmanaged central European mountain spruce forests after decreased acidic deposition and a bark beetle outbreak. *CATENA* 222, 106839. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106839>

- Kopáček, J., Fluksová, H., Hejzlar, J., Kaňa, J., Porcal, P., Turek, J. (2017): Changes in surface water chemistry caused by natural forest dieback in an unmanaged mountain catchment. *Sci. Total Environ.* 584–585, 971–981. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.148>
- Koperski, M. (2011): Rote Liste und Gesamtartenliste der Moose in Niedersachsen und Bremen. *Inform. d. Naturschutz Niedersachsen* 3/2011, 80 S.
- Korhonen, L.; Morsdorf, F. (2014): Estimation of canopy cover, gap fraction and leaf area index with airborne laser scanning. In *Forestry Applications of Airborne Laser Scanning- Concepts and Case Studies. Managing Forest Ecosystems 27*; Maltamo, M., Næsset, E., Vauhkonen, J., Eds.; Springer Science + Business Media: Dordrecht, The Netherlands, 464 S.
- Korhonen, L.; Packalen, P.; Rautiainen, M. (2017): Comparison of Sentinel-2 and Landsat 8 in the estimation of boreal forest canopy cover and leaf area index. *Remote Sens. Environ.*, 195, 259–274.
- Langeveld, J.; Bouwman, A. F.; Van Hoek, W. J.; Vilmin, L.; Beusen, A. H. W.; Mogollón, J. M. u. Middelburg, J. J. (2020): Estimating dissolved carbon concentrations in global soils: a global database and model. *SN Applied Sciences*, 2, (10): 1626.
- Lymburner, L.; Beggs, P.J.; Jacobson, C.R. (2000): Estimation of canopy-average surface-specific leaf area using Landsat TM data. *Photogramm. Eng. Remote Sens.*, 66, 183–192.
- MacDonald, J. A.; Dise, N. B.; Matzner, E.; Armbruster, M. u. Gundersen, P. (2002): Nitrogen input together with ecosystem nitrogen enrichment predict nitrate leaching from European forests. *Glob. Chang. Biol.*, 8, 1028-1033.
- McDowell, N.; Pockman, W. T.; Allen, C. D.; Breshears, D. D.; Cobb, N.; Kolb, T.; Plaut, J.; Sperry, J.; West, A.; Williams, D. G. u. Yepez, E. (2008): Mechanisms of plant survival and mortality during drought: why do some plants survive while others succumb to drought? *New Phytol.*, 178, 719-739.
- Maitah, M.; Toth, D.; Malec, K.; Appiah-Kubi, S. N. K.; Maitah, K.; Pańka, D.; Prus, P.; Janků, J. u. Romanowski, R. (2022): The Impacts of Calamity Logging on the Sustainable Development of Spruce Fuel Biomass Prices and Spruce Pulp Prices in the Czech Republic. *Forests*, 13, (1): 97.
- Manderscheid, B. u. Matzner, E. (1995): Spatial heterogeneity of soil solution chemistry in a mature Norway Spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stand. *Water, Air and Soil Pollution*, 85, 1185-1190.
- Mrak, K.; Cvre-Foltran, E. u. Lamersdorf, N. (2024): Elevated nitrate concentrations in soil solution under pure Douglas fir stands can be lowered by mixing with European beech and by site selection. *Forest Ecology and Management*, 564, 122004.
- Mupepele, A.-C. u. Dormann, C. F. (2017): Influence of Forest Harvest on Nitrate Concentration in Temperate Streams—A Meta-Analysis. *Forests*, 8, (1): 5.
- Meyer, L.H.; Heurich, M.; Beudert, B.; Premier, J.; Pflugmacher, D. (2019): Comparison of Landsat-8 and Sentinel-2 Data for Estimation of Leaf Area Index in Temperate Forests. *Remote Sens.*, 11, 1160
- Müller, F., Bergmann, M., Dannowski, R., Dippner, J.W., Gnauck, A., Haase, P., Jochimsen, M.C., Kasprzak, P., Kröncke, I., Kümmerlin, R., Küster, M., Lischeid, G., Meesenburg, H., Merz, C., Millat, G., Müller, J., Padisák, J., Schimming, C.G., Schubert, H., Schult, M., Selmeczy, G., Shatwell, T., Stoll, S., Schwabe, M., Soltwedel, T., Straile, D. (2016): Assessing resilience in long-term ecological data sets. *Ecological Indicators* 65, 10-43, doi: 10.1016/j.ecolind.2015.10.066
- Nieminen, T. M.; De Vos, B.; Cools, N.; König, N.; Fischer, R.; Iost, S.; Meesenburg, H.; Nicolas, M.; O’dea, P.; Cecchini, G.; Ferretti, M.; De La Cruz, A.; Derome, K.; Lindroos, A. J. u. Graf Pannatier, E. (2016): Soil Solution Collection and Analysis. Manual Part XI. . In: Centre, UNECE ICP Forests Programme Coordinating: Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. [<http://www.icp-forests.org/Manual.htm>]. ISBN: 978-3-86576-162-0., Thünen Institute of Forest Ecosystems. Eberswalde, Germany. S. 29.
- Pomeroy, J., Fang, X., Ellis, C. (2012): Sensitivity of snowmelt hydrology in Marmot Creek, Alberta, to forest cover disturbance. *Hydrol. Process.* 26, 1891–1904. <https://doi.org/10.1002/hyp.9248>

- Puhlmann, H.; Schmidt-Walter, P.; Hartmann, P.; Meesenburg, H. u. Von Wilpert, K. (2019): Soil Water Budget and Drought Stress. In: Wellbrock, Nicole u. Bolte, Andreas: Status and Dynamics of Forests in Germany: Results of the National Forest Monitoring. Springer International Publishing. Cham. S. 55-91.
- Rakovec, O.; Samaniego, L.; Hari, V.; Markonis, Y.; Moravec, V.; Thober, S.; Hanel, M. u. Kumar, R. (2022): The 2018–2020 Multi-Year Drought Sets a New Benchmark in Europe. *Earth's Future*, 10, (3): e2021EF002394.
- Ren, J., Adam, J.C., Hicke, J.A., Hanan, E.J., Tague, C.L., Liu, M., Kolden, C.A., Abatzoglou, J.T. (2021): How does water yield respond to mountain pine beetle infestation in a semiarid forest? *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 25, 4681–4699. <https://doi.org/10.5194/hess-25-4681-2021>
- Ringe, H.; Böttcher, J. u. Duijnsveld, W. H. M. (2003): Einfluss von Nadel- bzw. Mischforsten auf die Qualität der Grundwasserneubildung von Sandböden. *Horizonte - Herrenhäuser Forschungsbeiträge zur Bodenkunde*, 14. Der Andere Verlag. Hannover. 124 S.
- Robinson, K.-L., Bogena, H.R., Wang, Q., Cammeraat, E., Bol, R. (2022): Effects of deforestation on dissolved organic carbon and nitrate in catchment stream water revealed by wavelet analysis. *Front. Water* 4, 1003693. <https://doi.org/10.3389/frwa.2022.1003693>
- Roussel, J.-R., Béland, M., Caspersen, J., Achim, A. (2018): A mathematical framework to describe the effect of beam incidence angle on metrics derived from airborne LiDAR: The case of forest canopies approaching turbid medium behaviour. *Remote Sens. Environ.* 209, 824-834.
- Samaniego, L.; Thober, S.; Kumar, R.; Wanders, N.; Rakovec, O.; Pan, M.; Zink, M.; Sheffield, J.; Wood, E. F. u. Marx, A. (2018): Anthropogenic warming exacerbates European soil moisture droughts. *Nature Climate Change*, 8, (5): 421-426.
- Sajdak, M., Siwek, J.P., Wasak-Sęk, K., Kosmowska, A., Stańczyk, T., Małek, S., Żelazny, Mateusz, Woźniak, G., Jelonekiewicz, Ł., Żelazny, Mirosław (2021): Stream water chemistry changes in response to deforestation of variable origin (case study from the Carpathians, southern Poland). *CATENA* 202, 105237. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105237>
- Schlyter, P.; Stjernquist, I.; Barring, L.; Jönsson, A. M. u. Nilsson, C. (2006): Assessment of the impacts of climate change and weather extremes on boreal forests in northern Europe, focusing on Norway spruce. *Climate Res.*, 31, 75-84.
- Schmidt, S.I., Hejzlar, J., Kopáček, J., Paule-Mercado, Ma.C., Porcal, P., Vystavna, Y. (2021): Relationships between a catchment-scale forest disturbance index, time delays, and chemical properties of surface water. *Ecol. Indic.* 125, 107558. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107558>
- Schwarze, R., Beudert, B. (2009): Analyses of flood generation and water budget in a forest catchment impacted by a bark-beetle outbreak. *Hydrol. Wasserbewirtsch.* 53, 236–249.
- Seidl, R., Vigl, F., Rössler, G., Neumann, M., Rammer, W. (2017): Assessing the resilience of Norway spruce forests through a model-based reanalysis of thinning trials. *For. Ecol. Manag.* 388, 3–12. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.11.030>
- Solberg, S., Brunner, A., Hanssen, K.H., Lange, H., Næsset, E., Rautiainen, M., Stenberg, P. (2009): Mapping LAI in a Norway spruce forest using airborne laser scanning. *Remote Sensing of Environment* 113: 2317–2327.
- Stankevich, S. A., Kozlova, A. A., Piestova, I. O., & Lubskyi, M. S. (2017): Leaf area index estimation of forest using sentinel-1 C-band SAR data. In 2017 IEEE microwaves, Radar and Remote Sensing Symposium (MRRS) (pp. 253–256). IEEE.
- Sumnall, M.; Peduzzi, A.; Fox, T.R.; Wynne, R.H.; Thomas, V.A.; Cook, B. (2016): Assessing the transferability of statistical predictive models for leaf area index between two airborne discrete return LiDAR sensor designs within multiple intensely managed Loblolly pine forest locations in the south-eastern USA. *Remote Sens. Environ.* 2016, 176, 308–319.

- Sutmöller, J., Meesenburg, H. (2018): Einfluss von forstlicher Bestandesentwicklung und Klimawandel auf Wasserhaushaltskomponenten im Einzugsgebiet der Langen Bramke im Harz. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 62(3): 184–198.
- Templer, P. H.; Harrison, J. L.; Pilotto, F.; Flores-Díaz, A.; Haase, P.; McDowell, W. H.; Sharif, R.; Shibata, H.; Blankman, D.; Avila, A.; Baatar, U.; Bogen, H. R.; Bourgeois, I.; Campbell, J.; Dirnböck, T.; Dodds, W. K.; Hauken, M.; Kokorite, I.; Lajtha, K.; Lai, I. L.; Laudon, H.; Lin, T. C.; Lins, S. R. M.; Meesenburg, H.; Pinho, P.; Robison, A.; Rogora, M.; Scheler, B.; Schleppi, P.; Sommaruga, R.; Staszewski, T. u. Taka, M. (2022): Atmospheric deposition and precipitation are important predictors of inorganic nitrogen export to streams from forest and grassland watersheds: a large-scale data synthesis. *Biogeochemistry*, 160, (2): 219-241.
- Thiele, J. C.; Nuske, R.; Ahrends, B.; Panferov, O.; Albert, M.; Staupendahl, K.; Junghans, U.; Jansen, M. u. Saborowski, J. (2017): Climate change impact assessment—A simulation experiment with Norway spruce for a forest district in Central Europe. *Ecol. Model.*, 346, 30-47.
- Thom, D., Seidl, R. (2016): Natural disturbance impacts on ecosystem services and biodiversity in temperate and boreal forests. *Biol. Rev.* 91, 760–781. <https://doi.org/10.1111/brv.12193>
- Tian, L., Qu, Y., Qi, J. (2021): Estimation of forest LAI using discrete airborne LiDAR: a review. *Remote Sens. (Basel)* 13, 2408.
- Toth, D.; Maitah, M.; Maitah, K. u. Jarolínová, V. (2020): The Impacts of Calamity Logging on the Development of Spruce Wood Prices in Czech Forestry. *Forests*, 11, (3): 283.
- Trahan, N.A., Dynes, E.L., Pugh, E., Moore, D.J.P., Monson, R.K. (2015): Changes in soil biogeochemistry following disturbance by girdling and mountain pine beetles in subalpine forests. *Oecologia* 177, 981–995. <https://doi.org/10.1007/s00442-015-3227-4>
- Tucker, C.J. (1979): Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sensing of Environment* 8:127–150.
- Von Arnim, G.; Möhring, B. u. Paul, C. (2021): Constrained liquidity during forest calamities: an explorative study for adaptation in private forest enterprises in Germany. *Austrian Journal of Forest Science*, 138, (4): 395-412.
- Van Der Wiel, K.; Batelaan, T. J. u. Wanders, N. (2022): Large increases of multi-year droughts in north-western Europe in a warmer climate. *Climate Dynamics*, <https://doi.org/10.1007/s00382-00022-06373-00383>.
- Waldner, P.; Braun, S. u. Rihm, B. (2019): Schlussbericht des Projekts Nitrate leaching risk mapping (NitLeach II). Kartierung des Risikos von erhöhtem Nitrataustrag im Forschungsprogramm Wald und Klimawandel. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, 49 S.
- Walthert, L.; Ganthaler, A.; Mayr, S.; Saurer, M.; Waldner, P.; Walser, M.; Zweifel, R. u. Von Arx, G. (2021): From the comfort zone to crown dieback: Sequence of physiological stress thresholds in mature European beech trees across progressive drought. *Science of the Total Environment*, 753, 141792.
- Wang Q, PutriNA, GanY, Song G (2022): Combining both spectral and textural indices for alleviating saturation problem in forest LAI estimation using Sentinel-2 data. *GeocartoInt* 37:10511–10531.
- Weed, A. S.; Ayres, M. P. u. Hicke, J. A. (2013): Consequences of climate change for biotic disturbances in North American forests. *Ecological Monographs*, 83, (4): 441-470.
- Ziche, D.; Riek, W.; Russ, A.; Hentschel, R. u. Martin, J. (2021): Water Budgets of Managed Forests in Northeast Germany under Climate Change—Results from a Model Study on Forest Monitoring Sites. *Applied Sciences*, 11, (5): 2403.

9. Anhang

Tabelle 2: Vegetationsindizes die als potentielle unabhängige Variablen für die LAI Modellierung in Betracht genommen wurden (Teil 1)

Name	Formel	Index	Literatur
Normalized Difference vegetation Index (NDVI)	$(\text{NIR}-\text{Red})/(\text{NIR}+\text{Red})$	Rückschlüsse auf photosynthetische Aktivität (vitalität)	Tucker, 1979
Green Leaf Index (GLI)	$(2*\text{Green}-\text{Red}-\text{Blue})/(2*\text{Green}+\text{Red}+\text{Blue})$	Rückschlüsse auf die "greenness"	
Plant biochemical index (PBI)	$(\text{NIR}/\text{Green})$	Rückschlüsse auf Chlorophyll Gehalt	Xiao et al., 2014
Chlorophyll Vegetation index (CVI)	$\text{NIR}*(\text{RED}/\text{GREEN}^2)$	Rückschlüsse auf Chlorophyll Gehalt	
Normalized Green Red difference index (NGRDI)	$(\text{GREEN}-\text{RED})/(\text{GREEN}+\text{RED})$	Rückschlüsse auf Chlorophyll Gehalt	
Specific Leaf Area index (SLAVI)	$\text{NIR}/(\text{RED}+\text{SWIR})$	Rückschlüsse auf die "specific leaf area"	Lymburner et al., 2000
Normalized Difference Water Index (NDWI1)	$(\text{NIR}-\text{SWIR1})/(\text{NIR}+\text{SWIR1})$	Rückschlüsse auf Veränderungen des Wassergehaltes	Goa, 1996
Normalized Difference Water Index (NDWI2)	$(\text{NIR}-\text{SWIR2})/(\text{NIR}+\text{SWIR2})$	Rückschlüsse auf Veränderungen des Wassergehaltes	
Tasseled Cap Wetness (WET)	$0.1509*\text{BLUE}+0.1973*\text{GREEN}+0.3279*\text{RED}+0.3406*\text{NIR}-0.7112*\text{SWIR1}-0.4572*\text{SWIR2}$	Wassergehalt	Kauth & Thomas, 1996
Tasseled Cap Vegetation (TCV)	$-0.2848*\text{BLUE}-0.2435*\text{GREEN}-0.5436*\text{RED}+0.7243*\text{NIR}+0.0840*\text{SWIR1}-0.1800*\text{SWIR2}$	"Greenness"	

Tabelle 3: Vegetationsindizes die als potentielle unabhängige Variablen für die LAI Modellierung in Betracht genommen wurden (Teil 2)

Name	Formel	Index	Literatur
Carotenoid Reflectance Index I (CRI)	$(1/BLUE)/(1/GREEN)$	Rückschlüsse auf Carotinoid Gehalt	Gitelson et al., 2002
Normalized Canopy Index I (NCI1)	$(SWIR1-GREEN)/(SWIR1+GREEN)$	Rückschlüsse auf Chlorophyll und Wassergehalt	Vescovo & Gianelle, 2008
Normalized Canopy Index II (NCI2)	$(SWIR2-GREEN)/(SWIR2+GREEN)$	Rückschlüsse auf Chlorophyll und Wassergehalt	Vescovo & Gianelle, 2008
Pigment-specific simple ratio (PSSRa)	NIR/Red		Stenberg et al., 2004
Pigment-specific simple ratio (PSSRc)	NIR/Blue		Stenberg et al., 2004
Normalized burn ratio	$(Band8a-SWIR2)/(Band8a+SWIR2)$		
Desease Water Stress Index DSWI	$(NIR+GREEN)/(SWIR1+RED)$	Dürrestress	
Enhanced Vegetation Index (EVI)	$2.5 \cdot (NIR-RED)/((NIR+6 \cdot RED-7.5 \cdot BLUE)+1)$		
REGNDI	$(RE1-GREEN)/(RE1+GREEN)$		Verrelst et al., 2015
3BSL	$(GREEN-SWIR1-SWIR2)/(GREEN+SWIR1+SWIR2)$		
BSL3.1	$(GREEN-RE1-RED)/(GREEN+RE1+RED)$		
BSL4	$(RE1-GREEN-RED-SWIR2)/(RE1+GREEN+RED+SWIR2)$		
BSL4.1	$(RE1-GREEN-BLUE-SWIR2)/(RE1+GREEN+BLUE+SWIR2)$		

Tabelle 4: Red-Edge Vegetationsindizes die als potentielle unabhängige Variablen für die LAI Modellierung in Betracht genommen wurden.

Name	Formel	Index	Literatur
Chlorophyll red edge index (Chlrededge)	$(\text{Band7}/\text{Band5})^{(-1)}$	Rückschlüsse auf Chlorophyll Gehalt	
Alternative red-edge band combinations for Chlrededge	$(\text{Band6}/\text{Band5})^{(-1)}$ $(\text{Band7}/\text{Band6})^{(-1)}$		
Normalized Differenced Red Edge Index (NDRE1)	$(\text{Band8a} - \text{Band5}) / (\text{Band8a} + \text{Band5})$		
Alternative band combinations for NDRE2 & 3	$(\text{Band8a} - \text{Band6}) / (\text{Band8a} + \text{Band6})$ $(\text{Band8a} - \text{Band7}) / (\text{Band8a} + \text{Band7})$		
Ratio Red Edge (rededge1)	$\text{Band5}/\text{red}$		
Alternative red edge band combinations for rededge2 & 3	$\text{Band6}/\text{red}$ $\text{Band7}/\text{red}$		
Normalized ratio red edge (Nrededge1)	$(\text{Band5}-\text{red})/(\text{Band5}+\text{red})$		
Alternative red edge band combinations of Nrededge2 & 3	$(\text{Band6}-\text{red})/(\text{Band6}+\text{red})$ $(\text{Band7}-\text{red})/(\text{Band7}+\text{red})$		
Anthocyanin Reflectance Index (ari)	$(1/\text{green}) - (1/\text{Band5})$	Rückschlüsse auf Anthocyanin Gehalt	Gitelson et al., 2001
MERIS Terrestrial Chlorophyll Index (mtci)	$(\text{Band6}-\text{Band5})/(\text{Band5}-\text{red})$	Rückschlüsse auf Chlorophyll Gehalt	Dash & Curran, (2007)
Plant senescence reflectance index (PSRI)	$(\text{Band4}-\text{Band2})/\text{Band6}$		
Inverted red edge chlorophyll index (IRECI)	$(\text{Band7}-\text{Band4})/(\text{Band5}/\text{Band6})$		Frampton et al., 2013

Tabelle 5: Texturen die als potentielle unabhängige Variablen für die LAI Modellierung in Betracht genommen wurden

Texturen (Berechnung mit R-package „glcm“):

Name	Maßzahl	Formel	Literatur
mean_t	Mean	$\sum_{i,j=0}^{N-1} p(i,j) = \mu$	Haralick, 1973
var_t	Variance	$\sum_{i,j=0}^{N-1} p(i,j) (i - \mu)^2$	
hom_t	Homogeneity	$\sum_{i,j=0}^{N-1} p(i,j) \frac{p(i,j)}{1 + (1,j)^2}$	
con_t	Contrast	$\sum_{i,j=0}^{N-1} p(i,j) (i - j)^2$	
diss_t	Dissimilarity	$\sum_{i,j=0}^{N-1} p(i,j) i - j $	
ent_t	Entropy	$\sum_{i,j=0}^{N-1} p(i,j) (-\ln p(i,j))$	
secmom_t	Angular second moment	$\sum_{i,j=0}^{N-1} p(i,j)^2$	
corr_t	Correltaion	$\sum_{i,j=0}^{N-1} p(i,j) \frac{(1 - \mu_i)(j - \mu_j)}{\sqrt{\sigma_i^2 \sigma_j^2}}$	

Texturindizes, mit $T1=mean_t$ & $T2=var_t$:

Name	Index Typ	Formel	Literatur
SR_ti	Simple Ratio	$\frac{T_1}{T_2}$	Wang et al., 2022
D_ti	Difference	$T_1 - T_2$	
ND_ti	Normalized Difference	$\frac{(T_1 - T_2)}{(T_1 + T_2)}$	
ID_ti	Inverse Difference	$\frac{1}{T_1} - \frac{1}{T_2}$	