



Entwicklung von Bäumen und Baummikrohabitaten im unbewirt- schafteten Wald über 8 Jahre.

Fallstudie auf der Marteloskop-Fläche Sihlwald ZH

Semesterarbeit von Liniger Elias Christian
Vorgelegt bei Prof. Dr. Thibault Lachat
Zollikofen, 14. Juni 2023

Selbstständigkeitserklärung und Gewährung der Nutzungsrechte

Durch meine Unterschrift erkläre ich, dass

- ich die „Richtlinien über den Umgang mit Plagiaten an der Berner Fachhochschule“ kenne und mir die Konsequenzen bei deren Nichtbeachtung bekannt sind,
- ich diese Arbeit in Übereinstimmung mit diesen Grundsätzen erstellt habe,
- ich diese Arbeit persönlich und selbständig erstellt habe,
- ich mich einverstanden erkläre, dass meine Arbeit mit einer Plagiat-Erkennungssoftware getestet und in die BFH-Datenbank der Software aufgenommen wird,
- ich der HAFL ein kostenloses, unbefristetes, nicht-exklusives Nutzungsrecht an meiner Arbeit gewähre.

Zollikofen, 14.06.2023



Elias Liniger

Mitteilung über die Verwendung von studentischen Arbeiten der Hochschule für Agrar-, Forst und Lebensmittelwissenschaften HAFL

Alle Rechte an Semesterarbeiten, Minorarbeiten sowie Bachelor und Master Theses der Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften HAFL sind im Besitze des/der Verfasser/in der Arbeit. Die HAFL genießt jedoch ein kostenloses, unbefristetes, nicht-exklusives Nutzungsrecht an den Arbeiten ihrer Studierenden.

Semesterarbeiten, Minorarbeiten sowie Bachelor und Master Theses sind Bestandteile des Ausbildungsprogramms und werden von den Studierenden selbständig verfasst. Die HAFL übernimmt keine Verantwortung für eventuelle Fehler in diesen Arbeiten und haftet nicht für möglicherweise daraus entstehende Schäden

Zollikofen, Dezember 2015
Die Direktion

Inhaltsverzeichnis

Abkürzungsverzeichnis	1
Tabellenverzeichnis	2
Abbildungsverzeichnis	2
1 Einleitung	4
2 Stand der Forschung	5
2.1 Entwicklung von Baummikrohabitaten	5
2.2 Einflussfaktoren der Baummikrohabitats-Dynamik	5
2.3 Einfluss der Baum mortalität auf die Abundanz von Baummikrohabitaten	6
3 Material und Methoden	7
3.1 Material	7
3.2 Methoden: Datenaufnahme und Datenauswertung	7
3.2.1 Quantitative Entwicklung der Baummikrohabitate	8
3.2.2 Entwicklungen einzelner Mikrohabitat-Typen	8
3.2.3 Veränderung des ökologischen Gesamtwertes	9
3.2.4 Einfluss von Baumart, Alter und BHD-Zuwachs auf die Anzahl der Mikrohabitate pro Baum	9
3.2.5 Einfluss von Baumart, BHD, Anzahl BMH, ökologischem Wert und sozialer Stellung auf die Baum mortalität	9
4 Ergebnisse	10
4.1 Dynamik der Baummikrohabitate: Beobachtete Veränderungen und Entwicklungen	10
4.1.1 Quantitative Entwicklung der Baummikrohabitate	10
4.1.2 Entwicklungen einzelner Mikrohabitat-Typen	11
4.1.3 Veränderung des ökologischen Gesamtwertes	12
4.2 Einfluss von Baumart, Alter und BHD-Zuwachs auf die Anzahl der Mikrohabitate pro Baum	13
4.3 Einfluss von Baumart, BHD, Anzahl BMH, ökologischem Wert und sozialer Stellung auf die Baum mortalität	14
5 Diskussion	15
5.1 Quantitative Entwicklung der Baummikrohabitate	15
5.2 Entwicklungen einzelner Mikrohabitat-Typen	15
5.3 Veränderung des ökologischen Gesamtwertes	15
5.4 Einfluss von Baumart, Alter und BHD-Zuwachs auf die Anzahl der Mikrohabitate pro Baum	16
5.5 Einfluss von Baumart, BHD, Anzahl BMH, ökologischem Wert und sozialer Stellung auf die Baum mortalität	17
6 Folgerungen	18
7 Literaturverzeichnis	19

Abkürzungsverzeichnis

BMH	Baummikrohabiate
BHD	Brusthöhendurchmesser
EFI	European Forest Institute
LFI	Schweizerisches Landesforstinventar
WSL	Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Berechnung des ökologischen Gesamtwerts	12
Tabelle 2: Summenstatistik (Einfluss BHD und Zustand)	13
Tabelle 3: Summenstatistik - verallgemeinertes lineares Regressionsmodell zur Untersuchung der Einflussfaktoren auf den Baum-zustand (lebend / tot) der Bäume im Jahr 2022.....	14
Tabelle 4: Anzahl abgestorbener Bäume Stichprobenfläche nach Baumarten gegliedert.....	14

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Auszug aus dem "Taschenführer der Baummikrohabitate"	7
Abbildung 2: Seltenheitsdiagramm der quantitativen Entwicklung der Baummikrohabitate.....	10
Abbildung 3: Balkendiagramm zu den Entwicklungen innerhalb einzelner Mikrohabitat-Typen.....	11
Abbildung 4: Generalisiertes lineares Modell: Einfluss des Brusthöhendurchmessers auf die Häufigkeit der Baummikrohabitate in den Jahren 2014 und 2022	13

Abstract

Elias Christian Liniger, Entwicklung von Bäumen und Baummikrohabitaten im unbewirtschafteten Wald über 8 Jahre. Fallstudie auf der Marteloskop-Fläche Sihlwald ZH

Habitatbäume spielen eine wichtige Rolle für die Waldbiodiversität. Unter einem Habitatbaum versteht man einen stehenden, lebenden oder toten Baum, der mindestens ein Mikrohabitat aufweist. Der Begriff Mikrohabitat verweist auf einen abgegrenzten Lebensraum. Baummikrohabitats (BMH) sind demnach vom Baum getragene, klar abgegrenzte Strukturen, auf die viele verschiedene, mitunter hochspezialisierte Tier-, Pflanzen-, Flechten- und Pilzarten während mindestens eines Teils ihres Lebens angewiesen sind. Um die biologische Vielfalt in den Wäldern zu erhalten, muss das kontinuierliche Vorhandensein von BMH gewährleistet sein. Über ihre Dynamik ist jedoch wenig bekannt. Hinzu kommt, dass derzeit in den meisten Fällen nur Querschnittsdaten von BMH vorliegen, sprich Daten die aus Erhebungen von Habitatbäumen zu einem einzigen Zeitpunkt stammen und nicht wiederholt wurden. Dies erschwert eine reale Beurteilung der BMH-Bildungsraten und Entwicklungszeiten. Deshalb wurde in der vorliegenden Arbeit die bereits im Jahr 2014 erfasste Stichprobe Marteloskop-Sihlwald ZH nach 8 Jahren erneut aufgenommen, um die Entwicklung der BMH in Abhängigkeit der Einflussfaktoren Baumart, Zuwachs des Brusthöhendurchmessers (BHD), soziale Stellung und Zustand der Bäume (lebend/tot) zu untersuchen. Es wurde darauf geachtet, eine möglichst identische Bewertung aller Parameter und die gleiche BMH-Typologie zu verwenden. Die zweite Erhebung wurde im Dezember 2022 durchgeführt. Die erhobenen Daten wurden anschliessend zusammengeführt und mit Hilfe von RStudio ausgewertet.

Die Anzahl lebender Habitatbäume hat auf der Stichprobenfläche innerhalb von 8 Jahren um 26 Prozent zugenommen. Zugleich hat sich die Vielfalt der BMH-Typen von 23 auf 24 erhöht. Auf dieser Grundlage konnte eine Bewertung des ökologischen Gesamtwertes der Fläche vorgenommen werden. Der ökologische Gesamtwert setzt sich aus dem Seltenheitsgrad und der Entwicklungsgeschwindigkeit der einzelnen BMH zusammen. Die Aufsummierung der Werte ergab eine Erhöhung des ökologischen Gesamtwertes der Probefläche um 44,6 Prozent. Eine signifikante Zunahme der BMH-Typen wurde für Moose oder Lebermoose, Stammfusshöhle und Blatt- oder Strauchflechten beobachtet. Ihre Entwicklungszeit wurde in früheren Untersuchungen als langsam eingestuft, was im Widerspruch zu den Ergebnissen steht. Insgesamt verschwanden innerhalb der 8 Jahre 5 BMH-Typen wie zum Beispiel der aktive Harzfluss, Stammbruch und Nester von Wirbellosen. Dies deutet auf die Vergänglichkeit und jahreszeitliche Bindung bestimmter BMH hin. Es zeigte sich, dass die Häufigkeit und Vielfalt der BMH mit dem Alter und damit dem BHD der Bäume korreliert. Es hat sich erwiesen, dass die Häufigkeit und Vielfalt von BMH mit der Baumart und dem Alter der Bäume zusammenhängt. Für die Baum mortalität auf der Stichprobenfläche konnte kein signifikanter Einfluss der untersuchten Faktoren Nadelholz, BHD, soziale Stellung oder ökologischer Gesamtwert festgestellt werden. Allerdings wurde bei Fichte (*Picea abies*) und Ahorn (*Acer spec.*) eine erhöhte Mortalitätsrate festgestellt. Um den Einfluss der BMH und der oben genannten Faktoren genauer zu untersuchen, müssen weitere Faktoren wie die klimatischen Bedingungen, Anzahl von Störungen und die Abundanz von Pathogenen und Schädlingen in die Berechnungen mit einbezogen werden. Man könnte daraus ein Modell entwickeln, das den Einfluss der verschiedenen BMH-Typen auf die Sterblichkeit der unterschiedlichen Baumarten beschreibt. Zukünftige Forschungen sollten sich darauf konzentrieren, Feldaufnahmen zu wiederholen, um bestehende Kenntnisse zur Entwicklung von BMH weiter zu festigen.

Schlagwörter : biodiversity conservation, habitat trees, tree related microhabitats, TreM development over time, TreM monitoring

1 Einleitung

Die Biodiversität spielt eine zentrale Rolle für das Funktionieren des Ökosystems Wald. Habitatbäume werden in diesem Zusammenhang als ein wesentlicher Bestandteil der biologischen Vielfalt der Wälder angesehen. Ein Habitatbaum ist ein stehender, lebender oder toter Baum, der mindestens ein Mikrohabitat trägt. Unter dem Begriff Mikrohabitat, in diesem Fall Baummikrohabitat (BMH), versteht man kleinräumig abgegrenzte Lebensräume, auf die eine Vielzahl von teils hoch spezialisierten Tier-, Pflanzen-, Flechten- und Pilzarten während mindestens eines Teils ihres Lebenszyklus angewiesen sind (Larrieu et al. 2018). Die Bedeutung der BMH als Lebensraum ist seit rund 20 Jahren bekannt und wird zunehmend in die Waldmonitorings einbezogen (Brändli et al. 2021). In den letzten Jahren hat die Förderung der Habitatbäume im Wald auch auf politischer Ebene an Bedeutung gewonnen. Der Bundesrat hat 2013 im Rahmen der Waldpolitik 2020 eine strategische Stossrichtung zur Behebung der Defizite bei der Waldbiodiversität festgelegt. Imesch et al. (2015) halten fest: «Ein ähnliches Bild ergibt das Potential für die Erhaltung von Biotopbäumen. Hier sollen v. a. starke Bäume erhalten werden, d. h. Bäume, die mindestens einen Brusthöhendurchmesser (BHD) von 50cm (Laubholz) bzw. 70cm (Nadelholz) oder ökologisch wertvolle Biotopmerkmale (siehe Qualitätsindikatoren, Kap. M2.6) aufweisen.» Diese Vorgaben wurden in der Vollzugshilfe "Biodiversität im Wald: Ziele und Massnahmen" von 2015 und im "Aktionsplan Strategie Biodiversität" konkretisiert. Darin wird der Erhalt von 3 bis 5 Habitatbäumen pro Hektare empfohlen (Bundesamt für Umwelt (BAFU) 2017).

Über die Entwicklungsraten von BMH ist derzeit jedoch noch relativ wenig bekannt, da die Entstehung von Mikrohabitaten sehr lange dauern kann und das Forschungsfeld noch jung ist. Mehrere Faktoren tragen zur Entstehung, Entwicklung und Anzahl von Baummikrohabitaten bei. Untersuchungen zur Häufigkeit von Habitatstrukturen haben ergeben: «Die Anzahl Habitatstrukturen pro Fläche war in den untersuchten unbewirtschafteten Wäldern ungefähr doppelt so gross wie in Wirtschaftswäldern» (Bütler und Lachat 2009). Der wesentliche Grund dafür ist, dass in Wirtschaftswäldern die Zerfallsphase übersprungen wird, so dass alte Bäume in Wirtschaftswäldern kaum noch vorkommen. Gerade alte Bäume mit grossen Durchmessern weisen jedoch meist eine hohe Anzahl und Vielfalt an Habitatstrukturen auf. Dies zeigen Studien aus Deutschland und der Schweiz, welche die Häufigkeit von Baummikrohabitaten in Naturwäldern untersucht haben (Winter und Möller 2008; Bütler und Lachat 2009). Neben Durchmesser und Alter der Bäume beeinflusst auch die Baumart die Anzahl und Vielfalt der Habitatstrukturen. Habitatbäume gehen in Wirtschaftswäldern häufig bei Durchforstungen verloren, da sie für die Holzproduktion von geringem Wert sind.

Von Seiten der Forschung besteht Einigkeit darüber, dass die Erhaltung und Förderung von Habitatbäumen einen Beitrag zur Erhaltung der Biodiversität im Wald leistet und die Resistenz und Resilienz des Ökosystems gegenüber Störungen fördert. Um die Biodiversität im Wald zu erhalten, muss die Waldbewirtschaftung die kontinuierliche Erneuerung von BMH im Waldbestand ermöglichen (Bütler et al. 2020a). Dies erfordert die Fähigkeit, die Bildungsrate von BMH abzuschätzen und sicherzustellen, dass die Bildungsrate in Zukunft höher ist als die Rate des Verlustes durch Holzeinschlag oder natürliche Mortalität (Courbaud et al. 2022). Es gibt erste Ansätze und Versuche für ein Modell, das in der Lage sein könnte, die Entstehungsrate der BMH vorherzusagen. Eine Erweiterung der Datenbasis zur Verbesserung der Robustheit der Schätzparameter ist jedoch unbedingt erforderlich (Courbaud et al. 2017; Courbaud et al. 2022; Coverdale und Davies 2023). Die Resultate dieser Arbeit sollen somit dazu beitragen, Datengrundlagen zu schaffen, um die Entwicklung von Baummikrohabitaten und deren Einflüsse besser zu verstehen.

Im Rahmen dieser Arbeit sollen die folgenden drei Fragen zur Entwicklung von Baummikrohabitaten anhand eines Vergleichs einer alten (2014) und einer neuen Feldaufnahme (2022) im Marteloskop Sihlwald ZH beantwortet werden: Wie verändert sich die Anzahl Baummikrohabitats und welche Entwicklungen sind dabei zu beobachten? Wie wird die Anzahl Baummikrohabitats pro Baum durch Baumart, Alter und BHD-Zuwachs beeinflusst? Welchen Einfluss haben die Faktoren Baumart, BHD und soziale Stellung auf die Baum mortalität? Darüber hinaus wird untersucht, ob es zwischen der alten und der neuen Feldaufnahme Veränderungen bei den Ökopunkten auf Baum- und Flächenebene gibt.

2 Stand der Forschung

Für ein besseres Verständnis der Entwicklung der BMH unter Berücksichtigung der Einflussfaktoren sind Datenerhebungen über einen längeren Zeitraum unerlässlich. Aus diesem Grund wird die Erfassung von Habitatbäumen zunehmend in nationale und internationale Waldmonitoringprogramme integriert. Um aussagekräftige Schlussfolgerungen aus den Datensätzen ziehen und Erfolgskontrollen durchführen zu können, spielt eine einheitliche Typologie der Mikrohabitate eine zentrale Rolle. Die von Larrieu et al. 2018 vorgeschlagene Typologie, die in Zusammenarbeit mit verschiedenen Fachleuten unter der Führung des Europäischen Forstinstituts (EFI) entwickelt wurde, gilt derzeit als der Standard. Aktueller Forschungsschwerpunkt ist die Entwicklung und Bildungsrate von BMH. Dies ist notwendig für die gezielte Förderung von geeigneten Habitatbäumen im naturnahen Waldbau unter den Bedingungen des Klimawandels und der erhöhten Mortalität von Waldbäumen.

2.1 Entwicklung von Baummikrohabitaten

Mehrere Studien zeigen, dass die Vielfalt und Anzahl von BMH-Strukturen in unbewirtschafteten Wäldern höher ist (Bütler und Lachat 2009; Bütler et al. 2020a; Brändli et al. 2021). Es zeigt sich, dass in unbewirtschafteten Wäldern etwa doppelt so viele Habitatstrukturen vorkommen wie in bewirtschafteten Wäldern. Ein Grund dafür ist die unterschiedliche Entwicklungszeit und Entstehungsursache der BMH. Im Laufe des Lebens ist jeder Baum verschiedenen Ereignissen wie Steinschlag, Sturm, Umsturz eines Nachbarbaumes, Nassschnee, Blitzschlag oder Brand, Pilzbesiedlung oder Spechteinwirkung ausgesetzt, die Strukturen wie Rindenverletzungen, abgebrochene Äste, Höhlen etc. hinterlassen. Die Anzahl solcher Ereignisse nimmt also mit der Lebensdauer eines Baumes zu, die in Wirtschaftswäldern durch die frühe Nutzung deutlich verkürzt ist. Eine 2017 im Springer Verlag erschienene Studie zeigt zudem, dass die BMH-Abundanz in Wirtschaftswäldern nach Durchforstungen signifikant geringer ist (Larrieu et al. 2017). Hingegen sind gewisse BMH wie Dendrotelme und Rindenverletzungen infolge von Durchforstungsmassnahmen, in Wirtschaftswäldern häufiger anzutreffen als in nicht bewirtschafteten Wäldern (Larrieu et al. 2012). Es gibt auch Habitatstrukturen, die sowohl in bewirtschafteten als auch in unbewirtschafteten Wäldern gleich häufig (z. B. Kronentotholz) oder sehr selten auftreten (Bruthöhlen, Höhlenbäume, natürliche Höhlen, Humushöhlen, Risse und Spalten, hohle Stämme). Die genaue Dynamik der BMH hinsichtlich Häufigkeit und Entwicklungsdauer ist noch nicht eindeutig geklärt. Auf der Grundlage der bisher gesammelten Daten und in Anpassung an die Typologie von Larrieu et al. konnte jedoch ein Versuch zur Definition dieser Werte unternommen werden. In einer Studie der Zeitschrift «Ecological Indicators» wurden den 47 BMH-Formen die Werte «R-Wert: Seltenheitsgradient in naturnahen Wäldern» und «D-Wert: Entwicklungszeit» zugeordnet (Larrieu et al. 2021). Für die Berechnung wurden 70.958 Bäume auf 2.052 Flächen von Nordiran bis Westeuropa herangezogen. Ein BMH erhält eine hohe Punktzahl, wenn es einerseits sehr selten ist und andererseits eine langsame Entwicklungszeit hat oder durch ein seltenes Ereignis entsteht. Diese Werte, die zusammen den «ökologischen Wert» eines Baumes ergeben, können für verschiedene Zwecke verwendet werden. Einerseits, um den ökologischen Gesamtwert einer Waldfläche zu ermitteln und dessen Veränderungen nach einem bestimmten Beobachtungszeitraum zu analysieren. Zum anderen aber auch, um im Rahmen der Waldbewirtschaftung wichtige Habitatstrukturen präventiv zu erkennen und zu schützen. Sebek et al. (2022) weisen indessen darauf hin, dass die vorhandene Literatur auf Querschnittsdaten beruht und nicht auf der β -Diversität, die den Unterschied in der Artenvielfalt zwischen verschiedenen räumlich verteilten Lebensgemeinschaften in einer Landschaft berücksichtigt. Um diese vermuteten Dynamiken zu validieren, ist es daher notwendig, in Zukunft die β -Diversität mit einzubeziehen und Wiederholungen über längere Zeiträume auf den gleichen Beobachtungsflächen mit der gleichen Typologie durchzuführen.

2.2 Einflussfaktoren der Baummikrohabitats-Dynamik

Die Untersuchung der Faktoren und Wechselwirkungen, die zur Bildung und Abundanz von BMH beitragen, ist seit längerem Gegenstand zahlreicher Forschungsarbeiten. Es gibt einige Studien, die auf Zusammenhänge hinweisen, welche Faktoren für die Entwicklungsrate ausschlaggebend sind. Dabei werden Faktoren wie Baumalter, Brusthöhendurchmesser (BHD), Baumart, Bewirtschaftung, klimatische und geomorphologische Umwelteinflüsse sowie die Häufigkeit von Störungen durch Stürme, Trockenperioden, Krankheitserreger und Schädlinge berücksichtigt (Bütler und Lachat 2009; Larrieu und Cabanettes 2012; Courbaud et al. 2022). Bütler und Lachat (2009) halten fest : « Je mehr Strukturen

die Bäume aufwiesen, desto grösser war ihr mittlerer Durchmesser (28.5 cm BHD für Bäume ohne Strukturen, bis 59.3 cm BHD für Bäume mit vier oder mehr Strukturen).» Es wird aber auch darauf hingewiesen, dass dieser Zusammenhang in bewirtschafteten Wäldern weniger stark ausgeprägt ist als in unbewirtschafteten Wäldern. Der Grund dafür liegt sehr wahrscheinlich in der positiven Auslese der Waldbewirtschaftung, die aus Sicht der Holzproduktion nur Bäume fördert, die keine Fehler aufweisen. Die Korrelation der Mikrohabitat Häufigkeit zum BHD lässt ebenfalls auf den Einfluss des Baumalters schliessen. Im Merkblatt "Habitatbäume kennen, schützen und fördern" der WSL wird festgehalten: "Studien unter anderem aus Deutschland und der Schweiz (Winter und Möller 2008, Bütler und Lachat 2009) haben gezeigt, dass die Anzahl und Vielfalt von Baummikrohabitaten in Naturwäldern mit dem Alter der Bäume zunehmen" (Bütler et al. 2020a). Untersuchungen zur Entwicklung von Baumhöhlen bei Stieleichen aus dem Jahr 2009 haben gezeigt, dass weniger als 1 Prozent der unter 100-jährigen Stieleichen Höhlen aufweisen, während es bei den 200- bis 300-jährigen Eichen bereits 50 Prozent und bei den 400-jährigen Eichen sogar alle Eichen sind (Ranius et al. 2009). Neben den Faktoren BHD und Alter zeigt sich, dass auch die Baumart einen starken Einfluss auf die Häufigkeit von BMH, insbesondere aber auf deren Vielfalt hat. Larrieu et al. (2012) beobachteten, dass Laubbäume im Durchschnitt häufiger, schneller und in einem früheren Alter BMH bilden als Nadelbäume. Verantwortlich dafür ist der charakteristische Habitus von Laubhölzern, welche sich durch grosse Ästen auszeichnen. Diese können schon im juvenilen Alter absterben und brechen und somit zu BMH wie Kronentotholz führen. Das Ergebnis des Vergleichs, der auf 10 Untersuchungsflächen in montanen Rotbuchen- und Weisstannenwäldern der Pyrenäen mit insgesamt 2105 Individuen durchgeführt wurde, zeigt: Bei BHD 25-50 cm weisen 43 Prozent der Buchen (*Fagus sylvatica*) und nur 9 Prozent der Weisstannen (*Abies alba*) BMH auf. Auch in einer umfangreichen Studie, die 2022 im "Journal of Applied Ecology" veröffentlicht wurde, konnte die unterschiedliche Häufigkeit von BMH zwischen den Baumarten bestätigt werden (Courbaud et al. 2022). Als Datengrundlage dienten zusammengeführte Beobachtungen von 80.099 lebenden Bäumen aus 19 Artengruppen in ganz Europa. Sie weisen jedoch auch darauf hin, dass Umweltvariablen, wie z. B. klimatische und geomorphologische Verhältnisse sowie die Häufigkeit von Störungen, potenziell einen Einfluss auf die Bildung von BMH haben können und daher in die Berechnungen einbezogen werden müssen. Solche Daten seien oft schwer zu beschaffen und müssten fortlaufend in die Datenbanken integriert werden. Sie weisen auch auf die Notwendigkeit hin, den Ansatz "BHD für Zeit" zu verbessern, indem Wiederholungsbeobachtungen an festen Untersuchungsflächen durchgeführt werden sollen.

2.3 Einfluss der Baummortalität auf die Abundanz von Baummikrohabitaten

Angesichts der unterschiedlichen Häufigkeit und Vielfalt von BMH zwischen den Baumarten gilt es deren spezifische Mortalität zu betrachten. Sollte sich beispielsweise die Mortalitätsrate der in der Schweiz weit verbreiteten Buche (*Fagus sylvatica*) aufgrund des Klimawandels überproportional zur Tanne (*Abies alba*) ansteigen, könnten bestimmte Habitatstrukturen abnehmen. Kumulativ mit biotischen und abiotischen Faktoren können auch Habitatstrukturen zur Erhöhung der Mortalitätsrate beitragen. Zweifel et al. (2012) fanden heraus: «Der Einfluss von Trockenheit auf die Baummortalität wird durch Wechselwirkungen mit biotischen Faktoren wie Mistelbefall verstärkt, der die Anfälligkeit von Waldföhren gegenüber Trockenheit durch zusätzlichen Wasser- und Kohlenhydratzug erhöht.» Zahlreiche Studien zeigen, dass das klimabedingte Mortalität der Wälder durch die Kumulation verschiedenster Belastungen wie Stürme, Trockenheit, Pathogene, Schädlinge, die miteinander in Wechselwirkung stehen, zu einem globalen Phänomen geworden ist (Etzold et al. 2016; Braun et al. 2021b). Zwar sind episodische Mortalitätsereignisse auch ohne Klimawandel dokumentiert, aber zahlreiche Studien weisen darauf hin, dass bereits heute unterschiedliche Waldstandorte mit zunehmender Baummortalität auf Klimaänderungen reagieren (Etzold et al. 2016; Abegg et al. 2021; Braun et al. 2021a). Inwieweit sich dies auf die einzelnen Mikrohabitat-Typen auswirken wird, bleibt vorerst offen. Der 2022 im European Journal of Forest Research erschienene Bericht geht jedoch generell davon aus: «Aufgrund der zunehmenden Häufigkeit und Intensität klimawandelbedingter Störungen ist insbesondere bei Habitatbäumen mit einer erhöhten Sterblichkeitsrate zu rechnen» (Spînu et al. 2022).

3 Material und Methoden

3.1 Material

Der untersuchte Standort befindet sich im Sihlwald im Kanton Zürich, einem 12 km² grossen Schweizer Naturschutzgebiet, das zum Wildnispark Zürich gehört. Mit der Stilllegung des Werkplatzes Sihlwald 1991 und der offiziellen Einstellung der Waldpflege im Jahr 2000 gilt der Perimeter seit rund 30 Jahren als unbewirtschaftet. Bei der zu untersuchenden Fläche handelt es sich um eine Marteloskopfläche mit einer Grösse von 1 ha und einer Seitenlänge von 100 m x 100 m in quadratischer Form. Die Waldgesellschaft des Perimeters entspricht dem Waldmeister-Buchenwald (*Galio odorati-Fagetum*) der submontanen Höhenstufe (520 m ü. M). Das Marteloskop wurde 2014 in Zusammenarbeit der WSL, dem EFI und dem Wildnispark Zürich eingerichtet. Ziel der damaligen Felddaufnahmen von Habitatbäumen war unter anderem die Entwicklung einer einheitlichen BMH-Typologie zur Standardisierung zukünftiger Erhebungen. Zu den damals 358 aufgenommenen Bäumen wurden zusätzlich Baumart, BHD, Baumhöhe, Zustand (lebend / tot) und die Anzahl und Typen der BMH erfasst. Alle Bäume wurden mit einer Farbmarkierung von 1 fortlaufend nummeriert und zusätzlich deren Koordinaten (CH1903+ / LV95) erfasst.

Die damalige Typologie der BMH ist in vielen Teilen identisch mit der heute als Standard geltenden Typologie aus dem Jahr 2018 (Larrieu et al. 2018). Insgesamt gibt es 5 BMH-Typen, die sich von der aktuellen Typologie unterscheiden beziehungsweise damals noch nicht einbezogen wurden. Dazu zählen «Kaminartiger, hohler Stamm mit Bodenkontakt», «Kaminartiger, hohler Stamm ohne Bodenkontakt», «Rindenbedeckte Einbuchtung am Stamm» und «Riss bei Zwiesel». Diese wurden folgerichtig aus den nachfolgenden Auswertungen ausgeschlossen, wobei lediglich das BMH "Rindenbedeckte Einbuchtung am Stamm" bei der Zweitaufnahme einmalig aufgenommen wurde. Der Effekt auf die Auswertungen ist daher als marginal einzustufen.

3.2 Methoden: Datenaufnahme und Datenauswertung

Die zweite Aufnahme erfolgte Ende Dezember 2022 in Absprache und Zusammenarbeit mit dem Wildnispark Zürich. Um die Entwicklung der BMH und die Mortalität der Bäume zu erfassen, wurden die folgenden Parameter festgelegt: Baumnummer, Baumart, BHD, BMH (47 Typen), Zustand (lebend / tot, liegend / stehend) und die soziale Stellung nach Kraft (1884). Es wurde darauf geachtet, möglichst gleichbleibende Aufnahmemethoden zu verwenden, um die Robustheit der Forschungsergebnisse zu gewährleisten. Die BMH wurden mit Hilfe eines Fernglases und eines Doppelometers an stehenden Bäumen aufgenommen. Beobachtete BMH wie eine Stammschwelle (Abb.1), ein Starkastabbruch oder ein Nest von Wirbeltieren wurden jeweils mit dem Merkblatt (Bütler et al. 2020b) verglichen. Der Brusthöhendurchmesser (BHD) ist der Durchmesser eines stehenden Baumes in 1,30 m Brusthöhe. Die Kluppschwelle, also der BHD ab dem die Bäume aufgenommen werden, liegt bei 8 cm. Zur Messung wird ein BHD-Messband verwendet. Die Messung erfolgte immer in einer Höhe von 1,3 m in Hangrichtung. Der Zustand des Baumes wurde in folgende 4 Unterkategorien eingeteilt: lebend stehend, lebend liegend, tot stehend und tot liegend. Bei liegend abgestorbenen Bäumen wurde der BHD nicht aufgenommen. Um jedoch zu überprüfen, um welche Baumart und Baumnummer es sich handelt, wurde die Anwendung "I+ Trainer" des Europäischen Forstinstituts (EFI) verwendet. In dieser App werden alle Bäume der Marteloskopfläche mit den entsprechenden Informationen auf einer Karte dargestellt und sind mit einer auf 1-2 m genauen Position hinterlegt. Damit konnten einige Situationen nachgestellt werden, bei Unsicherheiten wurde jedoch auf die Eingabe der Parameter verzichtet. Die soziale Stellung der Bäume wurde in 5 Klassen unterteilt (1: vorherrschend bis 5: unterdrückt) nach der Methode von Kraft (1884) aufgenommen.

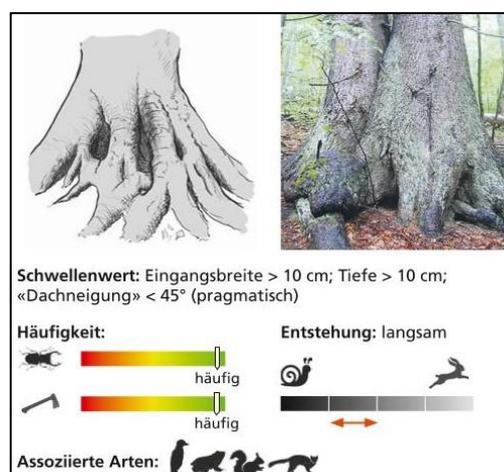


Abbildung 1: Auszug aus dem "Taschenführer der Baummikrohabitate"

Das EFI hat freundlicherweise den Datensatz der Erstaufnahme zur Verfügung gestellt, welcher neben der Zweiterhebung als Grundlage für die Forschung diente. Die Typologie und Terminologie der BMH war, wie zuvor erwähnt, bei der Erstaufnahme leicht abweichend. Mit Hilfe der von der BFH-HAFL zur Verfügung gestellten Übersetzungen wurde dieser Datensatz an den aktuellen Stand der Zweitaufnahme angepasst. Anschliessend wurden die beiden Datensätze zusammengeführt und in zwei Excel-Tabellen aufgeteilt. Die erste Tabelle enthält alle baumbezogenen Daten wie Aufnahmejahr, Baumnummer, Baumart, soziale Stellung und Zustand jeweils in einer Spalte. In der zweiten Tabelle sind alle 47 BMH-Typen (abzüglich der 5 nicht identischen BMH) in getrennten Spalten angeordnet, ebenso das Aufnahmejahr und die Baumnummer.

Für die statistischen Auswertungen wurden die Programme RStudio und Excel verwendet, wobei Excel nur für die Darstellung des ökologischen Gesamtwertes eingesetzt wurde. Die ersten Schritte bestanden darin, die Daten in RStudio zu bereinigen, grundlegende Modelle zu erstellen und Packages für die Analyse zu laden. Dabei wurde wie folgt vorgegangen:

- Packages laden: iNEXT, tidyverse, vegan, ggpredict, ggeffects
- Datensätze laden
- BHD als numerische Variable definieren
- Reduktion auf die Einträge der Bäume, die in den beiden Jahren vorhanden sind
- Baumart: Überprüfen Sie, ob die Baumarten der jeweiligen Einträge identisch sind
- BMH: nur die Typen beibehalten, die identisch sind
- Modell-BMH: Erstellen eines Modells, in dem nur Bäume mit BMH vorkommen
- Modell-ökologischer Wert: Modell, bei dem jeder Habitatbaum mit seinem ökologischen Wert verknüpft ist
- Modell-Zustandsänderung: Liste der Bäume mit Zustandsänderung (lebend/tot)

In den folgenden Abschnitten werden die einzelnen statistischen Analysen vorgestellt. Die Darstellung folgt der Gliederung der Kapitel Ergebnisse bzw. Diskussion.

3.2.1 Quantitative Entwicklung der Baummikrohabitate

Um die Entwicklung der BMH im Zeitraum 2014 bis 2022 zu untersuchen, wurden die Veränderungen mittels einer explorativen Datenanalyse visualisiert. Die abhängige Variable ist «Artendiversität» und die unabhängige Variable «Anzahl Stichprobeneinheiten [Bäume]». Dazu wurde das Modell «treml» definiert, welches die Häufigkeit der BMH pro Stichprobeneinheit definiert. Weiterhin wurden Seltenheitskurven und eine Hochrechnung mit einbezogen. Die Seltenheitskurve stellt die Anzahl der beobachteten BMH in Abhängigkeit von den Stichprobeneinheiten dar, um abzuschätzen, wie viele zusätzliche Arten bei einer Erhöhung der Stichprobeneinheiten zu erwarten sind. Die Extrapolation basiert auf der Seltenheitskurve und gibt eine Vorhersage, bei welcher Gesamtzahl von Stichprobeneinheiten welche Anzahl von BMH auf einer ähnlichen Stichprobenfläche zu erwarten ist. Statistische Tests waren nicht erforderlich, es ist jedoch darauf zu achten, dass die Daten richtig strukturiert sind.

3.2.2 Entwicklungen einzelner Mikrohabitat-Typen

Um die Entwicklung der einzelnen BMH-Typen zu untersuchen, wurde ein gruppiertes Balkendiagramm erstellt. Die Summe der Mikrohabitate stellt die abhängige Variable dar. Die Mikrohabitat-Typen stellen die unabhängige Variable dar. Um die Unterschiede zwischen den Erhebungsjahren zu differenzieren, werden für jeden BMH-Typ zwei Balken der Erhebungsjahre gegenübergestellt, um die unterschiedliche Anzahl zu visualisieren. Zur Erstellung des Balkendiagramms wurde das Modell "bart" erstellt, das die Anzahl und Namen der BMH sowie das Erhebungsjahr enthält. Die Anzahl der BMH-Typen wurde auf die tatsächlich gefundenen BMH reduziert. Für diese Art der Analyse waren keine statistischen Tests erforderlich.

3.2.3 Veränderung des ökologischen Gesamtwertes

Zur Veranschaulichung der Veränderungen des ökologischen Wertes in den beiden Erhebungsjahren wurde eine Excel-Tabelle verwendet. Dazu werden die einzelnen R-Werte (Seltenheitsgradient in naturnahen Wäldern) und D-Werte (Entwicklungszeit) pro BMH benötigt. Diese Werte wurden von der BFH-HAFL zur Verfügung gestellt. Alle erhobenen BMH wurden in einer Spalte aufgelistet, an die die Spalten mit der Anzahl der BMH pro Jahr, den oben genannten Werten und der Gesamtsumme (ökologischer Gesamtwert) angefügt wurden. Der ökologische Gesamtwert ergibt sich aus der Multiplikation der jeweiligen D- und R-Werte mit der Anzahl der BMH, die so die Summe des ökologischen Wertes und zusammen den ökologischen Gesamtwert pro Jahr ergeben.

3.2.4 Einfluss von Baumart, Alter und BHD-Zuwachs auf die Anzahl der Mikrohabitate pro Baum

Zur Beantwortung der Fragestellung, welchen Einfluss die Einflussfaktoren Baumart (Laubholz/Nadelholz), BHD und Zustand (lebend/tot) auf die Häufigkeit der BMH haben, wurde ein generalisiertes lineares Modell (GLM) und eine Summenstatistik in Tabellenform erstellt. Die abhängige Variable ist die Anzahl BMH pro Stichprobeneinheit [Baum] und die unabhängige Variable ist der BHD pro Stichprobeneinheit [Baum] im GLM-Modell. Für das GLM-Modell wurden die Modelle "tmod14" und "tmod 22" erstellt, die durch die Anzahl BMH in Abhängigkeit von Baumart, BHD und Zustand pro Erhebungsjahr definiert sind. Diese Modelle wurden mit dem Breusch-Pagan-Test auf Heteroskedastizität (ungleiche Varianzen) geprüft. Der Breusch-Pagan-Test deutete auf Homoskedastizität der Residuen hin, aber der White-Test widerlegte diese Schlussfolgerung und deutete an, dass die Hypothese der Heteroskedastizität nicht verworfen werden müsse. In der Summenstatistik sind die Korrelationskoeffizienten Nadelholz, BHD und Zustand enthalten. Die Alternativhypothese des zweiseitigen Tests ist, dass eine signifikante Abweichung von der Homoskedastizität vorliegt, während die Nullhypothese besagt, dass keine Abweichung von der Homoskedastizität vorliegt. Dies wurde durch den White-Test bestätigt. Das Signifikanzniveau für diese Tests wurde auf 0,05 festgelegt.

3.2.5 Einfluss von Baumart, BHD, Anzahl BMH, ökologischem Wert und sozialer Stellung auf die Baum mortalität

Zur Analyse der Mortalität (Zustand: lebend/tot) wurde ein verallgemeinertes lineares Modell getestet und in einer Summenstatistik zusammengefasst. Dazu wurden die Korrelationskoeffizienten Nadelholz, BHD, soziale Stellung, Anzahl BMH und ökologischer Gesamtwert verwendet. Das Signifikanzniveau für die Tests wurde auf 0,05 festgelegt. Die Alternativhypothese ist zweiseitig und besagt, dass die Korrelationskoeffizienten homoskedastisch sind.

Um einen besseren Überblick über die Mortalitätsunterschiede nach Baumarten zu erhalten, wurde als deskriptives Hilfsmittel eine Kreuztabelle verwendet. Weitere Tests waren nicht erforderlich, da keine spezifische Hypothese vorlag.

4 Ergebnisse

Im Nachfolgenden werden die Ergebnisse der statistischen Auswertungen mit RStudio und Microsoft Excel zum Vergleich der beiden Erhebungen 2014 und 2022 dargestellt. Die Struktur ist so aufgebaut, dass die Forschungsfragen in Unterkapitel gegliedert sind, um einen besseren Überblick zu ermöglichen.

4.1 Dynamik der Baummikrohabitate: Beobachtete Veränderungen und Entwicklungen

Auf den Untersuchungsflächen wurden im Jahr 2014 insgesamt 358 Bäume (lebend und tot) aufgenommen, von denen im Jahr 2022 noch 345 Exemplare zu finden waren. Für die Auswertungen wurden nur Aufnahmen von Bäumen verwendet, die ihrer Baumnummer zugeordnet werden konnten und deren Baumart nicht verändert wurde.

4.1.1 Quantitative Entwicklung der Baummikrohabitate

Der quantitative Vergleich der Anzahl Bäume (Abb. 2) mit Habitatstrukturen zwischen den Erhebungsjahren 2014 und 2022 zeigt, dass bei der Erstaufnahme 171 Bäume und bei der Zweitaufnahme 216 Bäume mindestens 1 BMH aufweisen. Im Aufnahmejahr 2022 wurden insgesamt 24 BMH-Typen nachgewiesen, während es bei der ersten Aufnahme noch 23 Typen waren. Insgesamt hat sich die Anzahl der Bäume mit BMH um 26,32 und die Artenvielfalt um 2.1 Prozent erhöht.

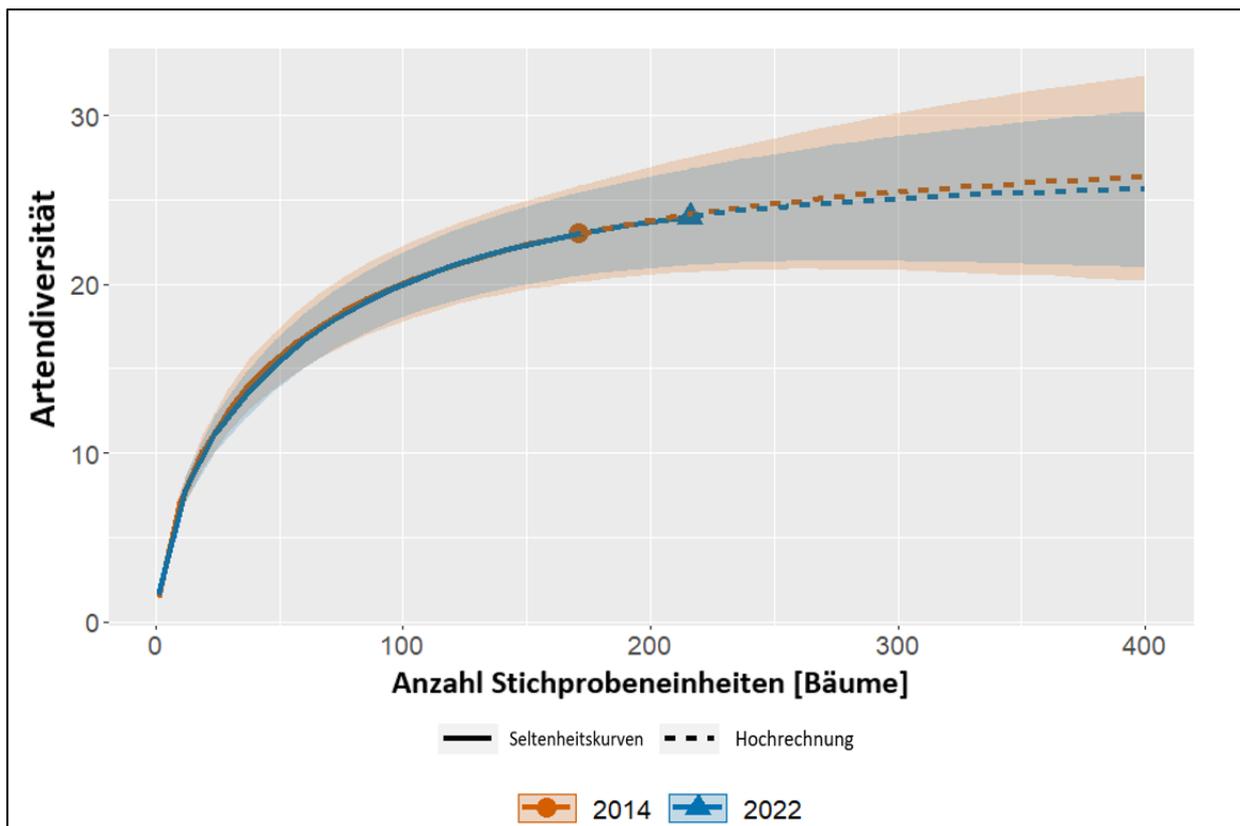


Abbildung 2: Seltenheitsdiagramm der quantitativen Entwicklung der Baummikrohabitate

Limitiert auf insgesamt 400 Stichprobeneinheiten wurde die geschätzte Anzahl auf 25-26 mögliche Mikrohabitat-Typen pro Habitatbaum hochgerechnet. Es gibt keinen signifikanten Unterschied in der Hochrechnung zwischen den beiden Aufnahmen.

4.1.2 Entwicklungen einzelner Mikrohabitat-Typen

Das unten abgebildete Balkendiagramm (Abb. 3) zeigt die Ergebnisse der Veränderung der Summe der Mikrohabitat-Typen pro Erhebungsjahr. Die insgesamt 24 auf der Untersuchungsfläche vorkommenden Mikrohabitat-Typen werden hier als einzelne Balken, unterteilt in die beiden Erhebungsjahre, visualisiert.

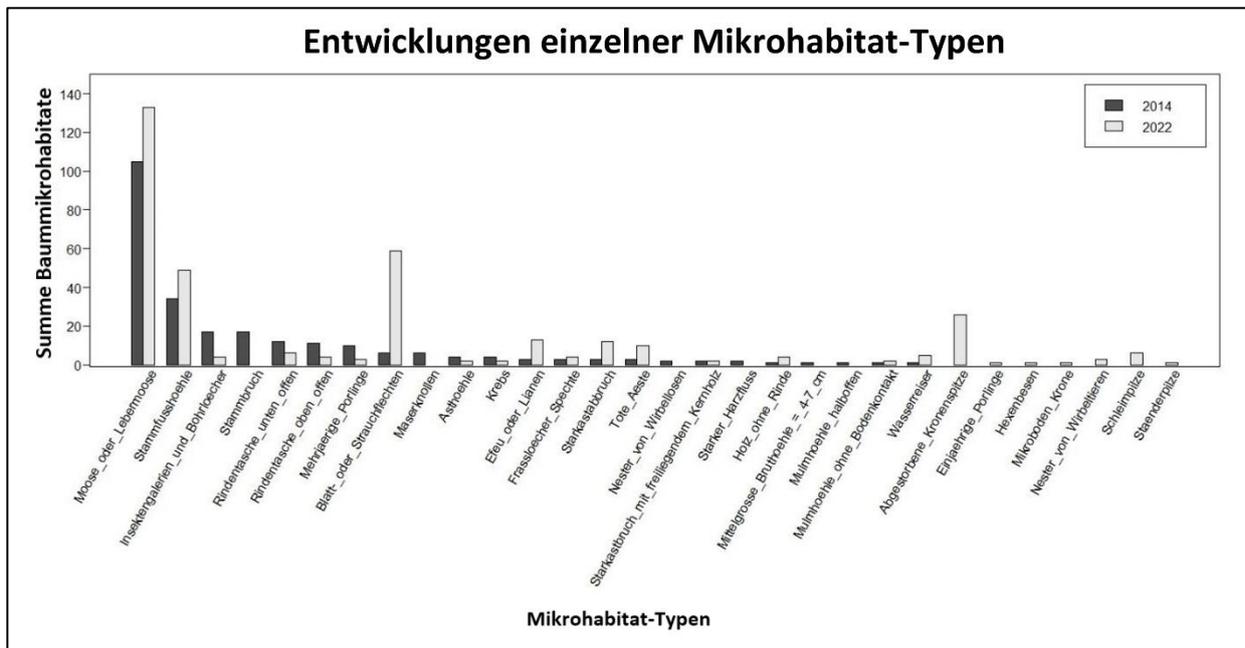


Abbildung 3: Balkendiagramm zu den Entwicklungen innerhalb einzelner Mikrohabitat-Typen

Grössere Veränderungen zeigen sich bei den Mikrohabitat-Typen «Moose oder Lebermoose», «Stammfusshöhle», «Blatt- oder Strauchflechten» und «abgestorbene Kronenspitzen». Diese sind zum Erhebungszeitpunkt 2022 signifikant häufiger vertreten. Die Hälfte aller Typen wies in beiden Aufnahmejahren ähnliche Häufigkeiten auf. Einige Typen traten auch ausschliesslich in einem der beiden Erhebungsjahre auf. «Stammbruch», «Maserknollen», «Nester von Wirbellosen», «Straker Harzfluss», «mittelgrosse Bruthöhle (Ø = 4-7 cm)» und «halboffene Mulmhöhle» kamen einzig im Jahr 2014 vor. Bei der Aufnahme 2022 waren die Typen «Abgestorbener Kronenspitze», «Einjährige Porlinge», «Hexenbesen», «Mikroboden Krone», «Nester von Wirbellosen», «Schleimpilze und Ständerpilze» exklusiv.

4.1.3 Veränderung des ökologischen Gesamtwertes

Die folgende Tabelle (Tab. 1) wurde in Microsoft Excel erstellt, um den ökologischen Wert zu errechnen. Aus der Summe der jeweiligen D- und R-Werte der Mikrohabitat-Typen ergibt sich der ökologische Gesamtwert je Erhebungszeitpunkt 2014 und 2022.

Mikrohabitat-Typ	Anzahl 2014	R-Wert 2014	D-Wert 2014	Ökologischer Wert 2014	Anzahl 2022	R-Wert 2022	D-Wert 2022	Ökologischer Wert 2022	r-Wert	D-Wert
Tote Äste	3	1.5	9	10.5	10	5	30	35	0.5	3
Moose oder Lebermoose	105	105	210	315	133	133	266	399	1	2
Hexenbesen	0	0	0	0	1	1	2	3	1	2
Holz ohne Rinde	1	1	1	2	4	4	4	8	1	1
Mulmhöhle ohne Bodenkontakt	1	2	4	6	2	4	8	12	2	4
Blatt- oder Strauchflechten	6	12	18	30	59	118	177	295	2	3
Stammfusshöhle	34	68	102	170	49	98	147	245	2	3
Wasserreiser	1	2	3	5	5	10	15	25	2	3
Mikroboden Krone	0	0	0	0	1	2	3	5	2	3
Rindentasche unten offen	12	30	36	66	6	15	18	33	2.5	3
Rindentasche oben offen	11	27.5	33	60.5	4	10	12	22	2.5	3
Insektengalerien und Bohrlöcher	17	42.5	34	76.5	4	10	8	18	2.5	2
Abgestorbene Kronenspitze	0	0	0	0	26	65	78	143	2.5	3
Mehrfährige Porlinge	10	25	30	55	3	7.5	9	16.5	2.5	3
Efeu oder Lianen	3	7.5	6	13.5	13	32.5	26	58.5	2.5	2
Stammbruch	17	42.5	17	59.5	0	0	0	0	2.5	1
Starkastbruch mit freiliegendem Kernholz	2	5	6	11	2	5	6	11	2.5	3
Mittelgrosse Bruthöhle = 4-7 cm	1	3	2	5	0	0	0	0	3	2
Frasslöcher Spechte	3	9	6	15	4	12	8	20	3	2
Mulmhöhle halboffen	1	3	4	7	0	0	0	0	3	4
Asthöhle	4	12	12	24	2	6	6	12	3	3
Einjährige Porlinge	0	0	0	0	1	3	3	6	3	3
Ständerpilze	0	0	0	0	1	3	3	6	3	3
Schleimpilze	0	0	0	0	6	18	12	30	3	2
Maserknollen	6	18	18	36	0	0	0	0	3	3
Krebs	4	12	12	24	2	6	6	12	3	3
Starkastabbruch	3	9	6	15	12	36	24	60	3	2
Nester von Wirbellosen	2	6	6	12	0	0	0	0	3	3
Nester von Wirbeltieren	0	0	0	0	3	9	3	12	3	1
Starker Harzfluss	2	6	4	10	0	0	0	0	3	2
Ökologischer Gesamtwert				1028.5				1487		

Tabelle 1: Berechnung des ökologischen Gesamtwerts

Der ökologische Gesamtwert der Fläche wurde für das Jahr 2014 auf 1028.5 Punkte und für das Jahr 2022 auf 1487 Punkte berechnet. Dies entspricht einer Steigerung von 44.6 % innerhalb von 8 Jahren. Die Mikrohabitat-Typen Moose oder Lebermoose, Blatt- oder Strauchflechten, Abgestorbene Kronenspitze und Stammfusshöhle zeigten im betrachteten Referenzzeitraum eine klare Zunahme der ökologischen Wertigkeit. Ein stärkerer Rückgang des ökologischen Wertes wurde bei Stammbruch, Maserknollen, Krebs, Nester von Wirbellosen, Starker Harzfluss, Rindentaschen, Insektengalerien und Bohrlöcher, Mehrjährige Porlinge festgestellt. Die Typen Stammbruch, Mittelgrosse Bruthöhle ($\varnothing = 4-7$ cm), Mulmhöhle halboffen, Maserknollen und Nester von Wirbellosen fehlen diesbezüglich im Untersuchungsjahr 2022 vollständig, wodurch ihr Anteil am ökologischen Gesamtwert gänzlich entfällt.

4.2 Einfluss von Baumart, Alter und BHD-Zuwachs auf die Anzahl der Mikrohabitate pro Baum

Der Einfluss von Baumart, Zustand (lebend/tot) und BHD auf die Häufigkeit von BMH wurde mittels einer Summenstatistik (Tab. 2) ausgewertet. Zusätzlich wurde der BHD als erklärende Variable in einem generalisierten linearen Modell dargestellt (Abb. 4). Die abhängige Variable stellt die Anzahl lebender Bäume und ihre Anzahl BMH dar, die unabhängige Variable steht für den BHD der Bäume. Jeder Punkt repräsentiert einen Baum der Untersuchungsfläche, farblich unterteilt nach Erhebungsjahren.

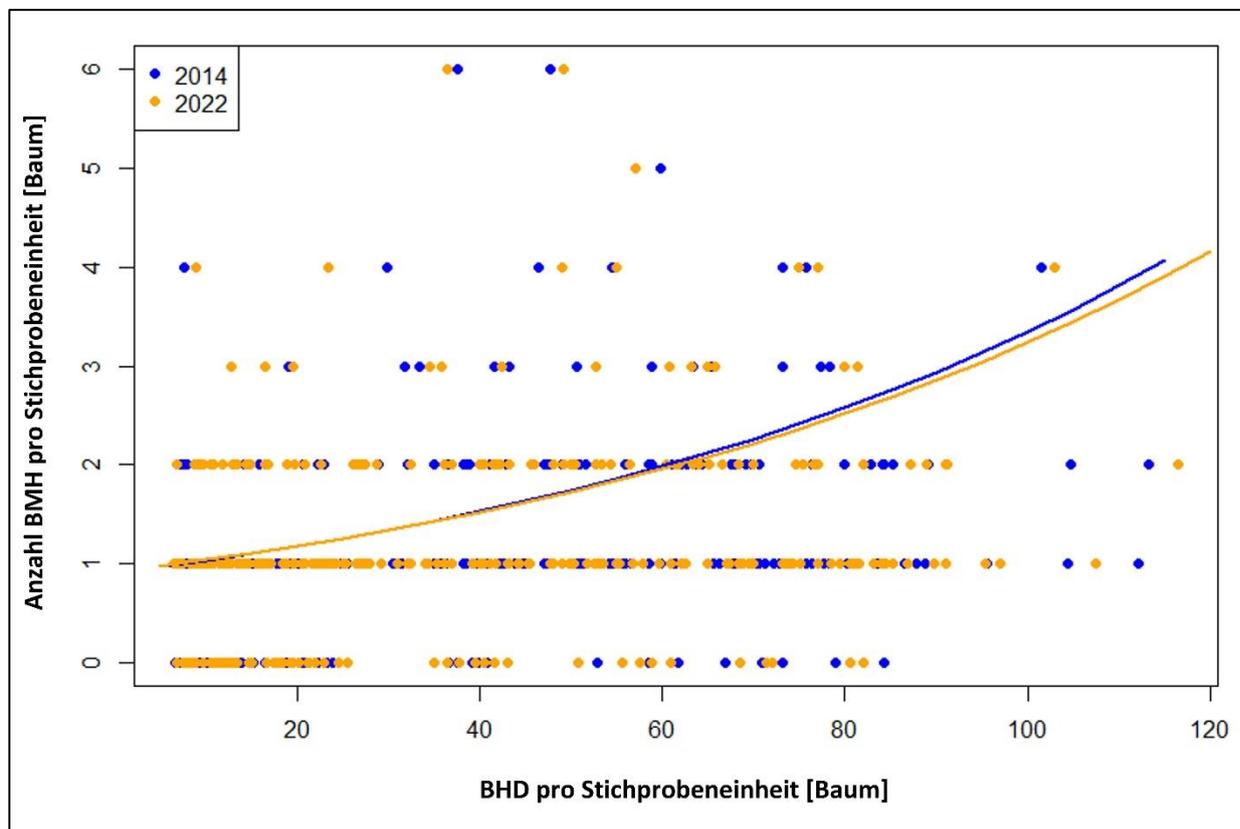


Abbildung 4: Generalisiertes lineares Modell: Einfluss des Brusthöhendurchmessers auf die Häufigkeit der Baumkronenmikrohabitate in den Jahren 2014 und 2022

Ein signifikanter Einfluss des BHD wurde sowohl für das Jahr 2014 als auch für das Jahr 2022 festgestellt. Im Jahr 2014 hatte der BHD einen deutlich positiven Einfluss auf das Auftreten von BMH, während Nadelbäume (NH) im Vergleich zu Laubbäumen (LH) weniger BMH aufwiesen. Ähnliche Ergebnisse ergaben sich im Jahr 2022, wobei der BHD wiederum einen signifikant positiven Einfluss hatte und Nadelbäume einen signifikant negativen Einfluss auf das Auftreten von BMH zeigten. In beiden Erhebungsjahren wurde kein bedeutsamer Einfluss des Zustands des Baumes auf das Auftreten von BMH festgestellt.

Anzahl Baumkronenmikrohabitate [UV]				
Erhebungsjahr 2014				
Koeffizienten	Schätzwert	Standardfehler	t-Wert	p-Wert
<i>Nadelholz</i>	-0.480	0.100	-4.783	2.57e-06 ***
<i>BHD</i>	0.013	0.002	7.921	3.41e-14 ***
<i>Zustand</i>	0.193	0.122	1.581	0.115
Erhebungsjahr 2022				
Koeffizienten	Schätzwert	Standardfehler	t-Wert	p-Wert
<i>Nadelholz</i>	-0.516	0.103	-5.005	9.18e-07 ***
<i>BHD</i>	0.013	0.002	7.298	2.28e-12 ***
<i>Zustand</i>	0.065	0.109	0.597	0.551

Tabelle 2: Summenstatistik (Einfluss BHD und Zustand)

4.3 Einfluss von Baumart, BHD, Anzahl BMH, ökologischem Wert und sozialer Stellung auf die Baumsterblichkeit

Zur Erklärung der Mortalität wurden die abhängigen Variablen mit Hilfe eines verallgemeinerten linearen Modells getestet. Die Ergebnisse wurden in einer Summenstatistik (Tab. 3) zusammengefasst. Die abhängigen Variablen Nadelholz, BHD, soziale Stellung, Anzahl BMH und ökologischer Gesamtwert zeigten keinen signifikanten Einfluss auf die Baumsterblichkeit in der Untersuchungsfläche. Alle p-Werte lagen über einem Bereich von 0,05 was bedeutet, dass kein statistisch signifikanter Einfluss vorliegt.

Baumzustand tot [UV]				
Koeffizienten	Schätzwert	Standardfehler	t-Wert	p-Wert
Nadelholz	19.045	4409.297	0.004	0.997
BHD	-0.076	0.099	-0.764	0.445
Soziale Stellung	0.561	1.929	0.291	0.771
Anzahl BMH	-4.591	7.198	-0.638	0.524
Ökologischer Gesamtwert	1.034	1.474	0.702	0.483

Tabelle 3: Summenstatistik – verallgemeinertes lineares Regressionsmodell zur Untersuchung der Einflussfaktoren auf den Baumzustand (lebend / tot) der Bäume im Jahr 2022.

Des Weiteren wurde mittels einer deskriptiven Analyse untersucht, ob es signifikante Unterschiede in der Mortalität zwischen den einzelnen Baumarten gibt. Die vorliegende Kreuztabelle (Tab. 4) bezieht sich auf die im Jahr 2022 toten Bäume.

Mortalitätsrate nach Baumart					
Baumart	Gesamtmenge der Bäume	Anzahl tote Bäume	Anteil toter Bäume am Gesamtanteil nach Baumarten [in Prozent]	Verteilung toter Bäume nach Baumarten [in Prozent]	Anteil totes LH / NH [in Prozent]
<i>Abies alba</i>	76	11	14,5	11,7	62,8
<i>Picea abies</i>	66	48	72,7	51,1	
<i>Fagus sylvatica</i>	120	17	14,2	18,1	37,2
<i>Fraxinus excelsior</i>	24	8	33,3	8,5	
<i>Acer spec.</i>	11	10	90,9	10,6	

Tabelle 4: Anzahl abgestorbener Bäume Stichprobenfläche nach Baumarten gegliedert

Es ist sowohl ein Absterben von Nadelbäumen als auch von Laubbäumen zu beobachten. Mit 62,8 Prozent sind prozentual mehr Nadelbäume abgestorben als Laubbäume. Dabei zeigte sich, dass bei den Nadelhölzern vor allem die Fichte (*Picea abies*) mit über zwei Dritteln eine hohe Mortalität aufweist. Auch bei den Laubbäumen zeigte sich bei den Ahornen (*Acer spec.*) mit 90,9 Prozent eine hohe Mortalitätsrate. Die geringste Sterblichkeit aller Baumarten wurde bei Buche (*Fagus sylvatica*) festgestellt.

5 Diskussion

5.1 Quantitative Entwicklung der Baummikrohabitate

Die Tatsache, dass die Anzahl lebender Bäume mit BMH innerhalb von 8 Jahren um 26 Prozent zugenommen hat und die Vielfalt der BMH-Typen von 23 auf 24 (2,1 %) angestiegen ist, weist auf eine positive Entwicklung hin. Die 2017 im Springer Verlag publizierte Studie, welche die Abundanz der BMH in Abhängigkeit von der Zeit seit der letzten Durchforstung untersuchte, zeigt eine ähnlich positive Entwicklung (Larrieu et al. 2017). Ihre Untersuchungen zeigten, dass in einem Zeitraum von 30 bis 50 Jahren nach der letzten Durchforstung die Dichte der BMH um rund 1,7 Prozent (± 0.5) zunahm. Dieser Wert liegt somit in einer vergleichbaren Grössenordnung wie bei der Untersuchungsfläche Sihlwald ZH, wo die Zunahme 2.1 % beträgt. Allerdings unterscheiden sich die früheren Bewirtschaftungsformen der beiden Studien. So wurden die Wälder im Sihlwald ZH als gleichförmiger Hochwald und in der Studie aus Frankreich als Niederwald bewirtschaftet.

5.2 Entwicklungen einzelner Mikrohabitat-Typen

Eine signifikante Zunahme einzelner BMH-Typen wurde bei «Moose oder Lebermoose», «Stammfusshöhle», «Blatt- oder Strauchflechten» beobachtet. Die Entwicklungsgeschwindigkeit der beiden letztgenannten wird in einer bisherigen Klassifikation als "langsam" angesehen (Larrieu et al. 2021).

Bei den "Blatt- und Strauchflechten" kommt hinzu, dass ihre Häufigkeit sowohl in Wirtschaftswäldern als auch in Naturwäldern als "eher selten" eingestuft wird. Diese Einschätzung steht jedoch im Widerspruch zu den Erhebungen des LFI, welche festhalten: «Die häufigsten BMH-Typen an stehenden lebenden Bäumen ab 12 cm BHD sind im schweizerischen Mittel Flechtenbewuchs, gefolgt von Moosbewuchs, Stammfusshöhlen, Kronentotholz und Harzfluss» (Brändli et al. 2021).

Die starke Zunahme der Stammfusshöhlen und der Blatt- und Strauchflechten könnte auf die Erhebung zurückzuführen sein. Für die Bezeichnung Stammfusshöhle sind die Masse 10 cm Höhe und Breite bei einem Einfallswinkel von 45° erforderlich. In den meisten Fällen wird dies nach Augenschein geschätzt, was zu Unterschieden führen kann, je nachdem, wer die Erhebung durchführt. Auch bei der Erfassung von Flechten kann es zu Messfehlern kommen. Aufgrund der teilweise ähnlichen Wuchsformen, insbesondere der verzweigten Strukturen und flachen Haftorgane, könnten Blatt- und Strauchflechten bei Feldaufnahmen manchmal mit Krustenflechten verwechselt werden.

Die BMH-Typen «Stammbruch», «Maserknollen», «Nester von Wirbellosen», «Aktiver Harzfluss», «mittelgrosse Bruthöhle» und «halboffene Mulmhöhle» konnten bei der Zweitaufnahme nicht nachgewiesen werden. Dafür gibt es mehrere potenzielle Ursachen. Bei den Typen "Aktiver Harzfluss" und "Nester von Wirbellosen" könnte es an der unterschiedlichen Jahreszeit der Zweitaufnahmen liegen, die im Dezember durchgeführt wurden. Im Winter befinden sich viele Bäume in einer Ruhephase mit reduzierter Stoffwechselaktivität. Auch viele Wirbellose befinden sich in dieser Zeit in einer Ruhephase, so dass ihre Nester nicht eindeutig als solche identifiziert werden können. Bei Feldaufnahmen sollte daher neben einer einheitlichen Typologie grundsätzlich darauf geachtet werden, dass ähnliche klimatische Bedingungen vorliegen oder diese zumindest als Parameter erfasst werden. Im Erhebungsjahr 2014 wurden 17 Bäume mit Stammbrüchen erfasst, die inzwischen abgängig sind. Der beschleunigte natürliche Zerfall wäre als Ursache für das Verschwinden anzusehen. Dies erklärt jedoch nicht, warum keine neuen Stammbrüche aufgetreten sind. Insbesondere im Hinblick auf heftige Stürme wie Burglind 2018, die weitere Stammasbrüche hätten verursachen können.

5.3 Veränderung des ökologischen Gesamtwertes

Die Auswertung zur ökologischen Gesamtpunktzahl zeigt gegenüber der Ersterhebung eine positive Steigerung von 1028,5 auf 1487 Punkte, was einer Steigerung von 44,6 % entspricht. Diese Steigerung ist auf folgende BMH zurückzuführen: Moose und Lebermoose, Blatt- und Strauchflechten, Abgestorbene Kronenspitze und Stammfusshöhle. Wie bereits mehrfach bestätigt, nimmt der ökologische Wert eines Baumes in der Regel mit zunehmendem Alter und BHD zu (Bütler et al. 2020a; Courbaud et al. 2022). Die Schätzwerte für den D-Wert und den R-Wert, die zusammen den ökologischen Wert einer BMH ergeben, wurden 2021 in Zusammenarbeit mit mehreren europäischen Universitäten, Fachhochschulen und Forschungsinstituten anhand von Querschnittsdaten ermittelt (Larrieu et al. 2021).

Betrachtet man nun den D-Wert (Entwicklungszeit) der BMH, die zu einer signifikanten Erhöhung des ökologischen Gesamtwertes geführt haben, so liegt dieser mit Ausnahme der Moose und Lebermoose bei einem Wert von 3 (langsam). Der Zeitraum zwischen den Erhebungen ist mit 8 Jahren aber eher kurz. Daher sind diese Schätzungen für die D- und R-Werte in Frage zu stellen.

Wie bereits erwähnt, wurden zur Berechnung der ökologischen Werte der BMH Daten von Einzelerhebungen aus verschiedenen Regionen Europas miteinander verglichen. Es wird also nicht von einer realen, sondern von einer potenziellen Bewertung gesprochen. Coverdale und Davies (2023) weisen darauf hin, dass für die Validierung der Punktevergabe Datensätze erforderlich sind, die auf mehrfachen Wiederholungen beruhen und somit die β -Diversität als Grundlage nehmen.

Auch könnte die Grösse der Aufnahme­fläche Sihlwald ZH (1 ha) könnte hier eine Rolle spielen. Unter der Annahme, dass der Wald natürlicherweise aus einzelnen Mosaikflächen besteht, die jeweils asyn­chron lokalen Umwelteinflüssen und Störungen (Windstörungen) ausgesetzt sind, kann dies zu ungenauen Aussagen führen. Eine Limitierung dieser Forschungsarbeit besteht somit darin, dass die Unter­suchungsfläche im Sihlwald ZH relativ klein ist, was die Repräsentativität der Ergebnisse für grössere Waldgebiete in Frage stellt.

5.4 Einfluss von Baumart, Alter und BHD-Zuwachs auf die Anzahl der Mikrohabitate pro Baum

Die Analysen konnten belegen, dass eine Zunahme des BHD positiv mit der Häufigkeit der BMH korre­liert. Darüber hinaus zeigte sich, dass die Laubbäume im Vergleich zu den Nadelbäumen tendenziell mehr BMH aufweisen. Lediglich der Zustand, das heisst ob es sich um lebende oder tote Bäume han­delt, zeigte keine Korrelation zur Häufigkeit der BMH. Diese Ergebnisse stehen somit im Einklang mit früheren Studien, die auf den Zusammenhang zwischen BHD und Baumart auf die Entwicklung von BMH hingewiesen haben (Bütler und Lachat 2009; Larrieu und Cabanettes 2012).

Die Wahrscheinlichkeit des Eintreffens von BMH verursachenden Ereignissen nimmt über die Lebens­dauer eines Baumes logischerweise zu. Dazu gehören u.a. Sturm, Blitzschlag oder die Besiedlung durch Lebewesen wie Pilze und Spechte. Dies wiederum führt zur Entstehung von BMH wie Astbrü­chen, Rindenverletzungen, Höhlen und so weiter. Mit zunehmendem Alter eines Baumes und der da­mit verbundenen Zunahme des BHD nimmt daher auch die Häufigkeit der BMH zu. Dies geschieht je­doch nicht bei allen Baumarten gleich schnell. So bilden Laubhölzer im Vergleich zu Nadelhölzern be­reits in jungen Jahren, häufiger und schneller BMH. Betrachtet man das Alter der Bäume auf der Unter­suchungsfläche, so sind die dominierenden Bäume zwischen 100 und 150 Jahre alt. Diese Bäume sind also noch jung, wenn man davon ausgeht, dass sie in der natürlichen Waldentwicklung noch ein paar hundert Jahre weiterleben können. Dies könnte erklären, warum die Laubbäume derzeit mehr BMH aufweisen. Aber wie würde dieser Unterschied nach weiteren hundert Jahren aussehen? Wahrscheinlich würde sich ein ähnliches Bild abzeichnen. Der Grund liegt nicht im blossen Alter, sondern im un­terschiedlichen Habitus von Laub- und Nadelbäumen. Wie bereits von Larrieu et al. (2012) beschrieben, bilden Laubbäume grössere Äste, die wiederum abbrechen können und dadurch schneller zu einer hö­heren BMH-Häufigkeit führen.

5.5 Einfluss von Baumart, BHD, Anzahl BMH, ökologischem Wert und sozialer Stellung auf die Baum mortalität

Keine der abhängigen Variablen Nadelholz, BHD, soziale Stellung, Anzahl BMH und ökologischer Gesamtwert kann einen signifikanten Einfluss auf die Baum mortalität erklären. Alle Signifikanzwerte liegen deutlich über dem Signifikanzniveau von 0.05. Betrachtet man die Mortalität zwischen den Baumarten, zeigen sich dennoch einige Unterschiede. Bei den Nadelbäumen weist die Fichte (*Picea abies*) eine sehr hohe Mortalität auf, während die Tanne (*Abies alba*) mit insgesamt 14,5 % eine geringe Mortalität aufweist. Auch der Ahorn (*Acer spec.*) weist mit über 90 Prozent eine extrem hohe Mortalität auf. Ihr Anteil am Gesamtbestand der Untersuchungsfläche ist jedoch verschwindend gering. Die Buche (*Fagus sylvatica*) weist die geringste Mortalität auf, was auf eine gute Vitalität der Buche in diesem Waldbestand hindeutet.

Um die Mortalität zu erklären, müssten daher weitere Faktoren wie die Anzahl der Stürme, Niederschlagsmengen (Trockenstress), das Vorkommen von Pathogenen und Schädlingen wie z. B. dem Buchdrucker (*Ips typographus*) in die Berechnungen mit einbezogen werden. Die Forschung hat gezeigt, dass es meist nicht ein einzelner Faktor ist, der zum Absterben von Bäumen führt, sondern die Kumulation mehrerer Faktoren (Etzold et al. 2016). Doch welchen Einfluss hat die Häufigkeit von BMH auf die Mortalität der Bäume?

Wie von Zweifel et al. (2012) beschrieben, kann die Mortalität der Waldföhre (*Pinus sylvestris*) durch Trockenstress in Kombination mit Mistelbefall erhöht werden. Für die auf der Untersuchungsfläche vorkommende Tanne (*Abies alba*) ist der Befall durch die Mistel bekannt. Wie die Auswertungen (Tab. 1) zeigen, konnten jedoch weder bei der Erst- noch bei der Zweiterhebung Misteln als BMH nachgewiesen werden. Eine Möglichkeit besteht darin, dass Vögel wie die Misteldrossel oder der Seidenschwanz, die die Samen verbreiten, in diesem Gebiet nicht vorkommen. Neben der Mistel können sich logischerweise auch andere Formen von BMH wie etwa Kronentotholz, Mulmhöhlen oder feste und schleimige Pilzfruchtkörper auf die Vitalität und Mortalität der Bäume auswirken. Für die Praxis wäre es daher interessant, Untersuchungen durchzuführen, bei denen Habitatbäume und ihre BMH über einen längeren Zeitraum beobachtet werden und dabei die Veränderungen der Vitalität bzw. Mortalität der Bäume erfasst werden. So könnte ein Wert pro BMH-Typ ermittelt werden, der den negativen Einfluss auf die Vitalität der Bäume differenziert nach Baumarten erklärt.

6 Folgerungen

Eine Erweiterung der Datenbasis für Stichproben, bei denen Habitatbäume mehrfach aufgenommen werden, ist für das Verständnis der Entwicklung der BMH weiterhin unerlässlich. Die wichtigsten Ergebnisse und Schlussfolgerungen dieser Arbeit werden im Folgenden dargestellt:

- ▶ *Die Anzahl BMH hat zwischen 2014 und 2022 um 26 Prozent zugenommen.*
- ▶ *Die Vielfalt der BMH ist von 23 auf 24 Typen angestiegen.*
- ▶ *Die Häufigkeit der BMH-Typen Moose oder Lebermoose, Stammfusshöhlen und Blatt- oder Strauchflechten hat signifikant zugenommen.*
- ▶ *5 BMH-Typen konnten bei der zweiten Aufnahme nicht mehr nachgewiesen werden.*
- ▶ *Ein hoher BHD beeinflusst die BMH-Abundanz signifikant positiv.*
- ▶ *Nadelbäume weisen im Vergleich zu Laubbäumen weniger BMH auf.*
- ▶ *Die Einflussfaktoren BHD, soziale Stellung, Anzahl BMH und ökologischer Gesamtwert zeigten keinen Einfluss auf die Baum mortalität.*
- ▶ *Prozentual weist die Fichte (Picea abies) die höchste Mortalität auf der Stichprobenfläche auf.*
- ▶ *Über die exakten Entwicklungsraten der BMH und deren Prognose besteht nach wie vor Forschungsbedarf.*
- ▶ *Zukünftige Forschungen sollten sich auf die Wiederholung von Feldaufnahmen konzentrieren, um bestehende Modelle zur Entwicklung von BMH zu festigen.*
- ▶ *Weitere Untersuchungen zur Baum mortalität in Abhängigkeit von BMH und anderen biotischen und abiotischen Faktoren müssen in die Forschung integriert werden, um deren Wechselwirkungen und Einfluss auf die Mortalität zu verstehen.*
- ▶ *Daraus könnte ein Modell entwickelt werden, welches den Einfluss der verschiedenen BMH-Typen auf die Mortalität der verschiedenen Baumarten definiert.*

7 Literaturverzeichnis

- Abegg M, Allgaier Leuch B, Kupferschmid AD, 2021. Pathogene, Schädlinge und Trockenheit setzen dem Wald zu. *Wald und Holz*, 29–31, <https://www.dora.lib4ri.ch/wsl/islandora/object/wsl%3A28641>
- Brändli U-B, Abegg M, Düggelin C, Traub B, 2021. Baummikrohabitate im Schweizer Wald und im Buchenurwald Uholka-Schyrokyj Luh. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 172 (5), 286–299, <https://www.dora.lib4ri.ch/wsl/islandora/object/wsl%3A29351>
- Braun S, Hopf S, de Witte L, 2021a. Wenn Bäume sterben. *Wald und Holz*, 5, 30–33.
- Braun S, Hopf S, Tresch S, de Witte L, 2021b. Wie geht es unserem Wald? 38 Jahre Walddauerbeobachtung, <https://zenodo.org/record/5674637>
- Bundesamt für Umwelt (BAFU), 2017. Aktionsplan. Strategie Biodiversität Schweiz.
- Bütler R, Lachat T, 2009. Wälder ohne Bewirtschaftung: eine Chance für die saproxyliche Biodiversität | Forests without harvesting: an opportunity for the saproxylic biodiversity. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 160 (11), 324–333.
- Bütler R, Lachat T, Krumm F, Kraus D, Larrieu L, 2020a. Habitatbäume kennen, schützen und fördern. 2296-4428, 64, <https://www.dora.lib4ri.ch/wsl/islandora/object/wsl%3A22445>
- Bütler R, Lachat T, Krumm F, Kraus D, Larrieu L, 2020b. Taschenführer der Baummikrohabitate. Beschreibung und Schwellenwerte für Felddaufnahmen, <https://www.dora.lib4ri.ch/wsl/islandora/object/wsl%3A22451>
- Courbaud B, Larrieu L, Kozak D, Kraus D, Lachat T, Ladet S, Müller J, Paillet Y, Sagheb-Talebi K, Schuck A, Stillhard J, Svoboda M, Zudin S, 2022. Factors influencing the rate of formation of tree-related microhabitats and implications for biodiversity conservation and forest management. *Journal of Applied Ecology*, 59 (2), 492–503, <https://www.dora.lib4ri.ch/wsl/islandora/object/wsl%3A28865>
- Courbaud B, Pupin C, Letort A, Cabanettes A, Larrieu L, 2017. Modelling the probability of microhabitat formation on trees using cross-sectional data. *Methods in Ecology and Evolution*, 8 (10), 1347–1359, https://www.researchgate.net/publication/315416400_Modelling_the_probability_of_microhabitat_formation_on_trees_using_cross-sectional_data
- Coverdale TC, Davies AB, 2023. Unravelling the relationship between plant diversity and vegetation structural complexity: A review and theoretical framework. *Journal of Ecology*.
- Etzold S, Wunder J, Braun S, Rohner B, Bigler C, Abegg M, Rigling A, 2016. Wald im Klimawandel - Grundlagen für Adaptionsstrategien. Mortalität von Waldbäumen: Ursachen und Trends. Haupt, https://www.dora.lib4ri.ch/wsl/islandora/object/wsl%3a10617/datastream/pdf/etzold-2016-mortalit%c3%a4t_von_waldb%c3%a4umen-%28published_version%29.pdf
- Imesch N, Stadler B, Bolliger M, Schneider O, 2015. Biodiversität im Wald: Ziele und Massnahmen. Vollzugshilfe zur Erhaltung und Förderung der biologischen Vielfalt im Schweizer Wald.
- Kraft G, 1884. Beiträge zur Lehre von den Durchforstungen, Schlagstellungen und Lichtungshieben. Klindworth's Verlag.
- Larrieu L, Cabanettes A, 2012. Species, live status, and diameter are important tree features for diversity and abundance of tree microhabitats in subnatural montane beech-fir forests 1 This article is one of a selection of papers from the International Symposium on Dynamics and Ecological Services of Deadwood in Forest Ecosystems. *Canadian Journal of Forest Research*, 42 (8), 1433–1445.
- Larrieu L, Cabanettes A, Courbaud B, Goulard M, Heintz W, Kozák D, Kraus D, Lachat T, Ladet S, Müller J, Paillet Y, Schuck A, Stillhard J, Svoboda M, 2021. Co-occurrence patterns of tree-related microhabitats: A method to simplify routine monitoring. *Ecological Indicators*, 152.
- Larrieu L, Cabanettes A, Delarue A, 2012. Impact of silviculture on dead wood and on the distribution and frequency of tree microhabitats in montane beech-fir forests of the Pyrenees. *European Journal of Forest Research*, 131 (3), 773–786.
- Larrieu L, Cabanettes A, Gouix N, Burnel L, Bouget C, Deconchat M, 2017. Development over time of the tree-related microhabitat profile: the case of lowland beech-oak coppice-with-standards set-aside stands in France. *European Journal of Forest Research*, 136 (1), 37–49, <https://link.springer.com/article/10.1007/s10342-016-1006-3>
- Larrieu L, Paillet Y, Winter S, Bütler R, Kraus D, Krumm F, Lachat T, Michel AK, Regnery B, Vandekerkhove K, 2018. Tree related microhabitats in temperate and Mediterranean European forests: A hierarchical typology for inventory standardization. *Ecological Indicators*, 84, 194–207.
- Ranius T, Niklasson M, Berg N, 2009. Development of tree hollows in pedunculate oak (*Quercus robur*). *Forest Ecology and Management*, 257 (1), 303–310.

- Sebek P, Cizek L, Hauck D, Miklin J, Konvicka O, Vodka S, Thorn S, 2022. Changes in β -diversity of saproxylic beetles along environmental gradients in temperate forests depend on species relative abundances. *Journal of Biogeography*, 49 (3), 551–562.
- Spînu AP, Asbeck T, Bauhus J, 2022. Combined retention of large living and dead trees can improve provision of tree-related microhabitats in Central European montane forests. *European Journal of Forest Research*, 141 (6), 1105–1120, <https://link.springer.com/article/10.1007/s10342-022-01493-1>
- Winter S, Möller GC, 2008. Microhabitats in lowland beech forests as monitoring tool for nature conservation. *Forest Ecology and Management*, 255 (3-4), 1251–1261.
- Zweifel R, Bangerter S, Rigling A, Sterck FJ, 2012. Pine and mistletoes: how to live with a leak in the water flow and storage system? *Journal of experimental botany*, 63 (7), 2565–2578.

Quelle Titelbild: Eigene Zeichnung 2023