

Bachelorarbeit FS 2023

Auswirkungen von Störungen auf die Bestandesdynamik im Waldreservat Sihlwald: Vergleich von Inventurdaten und ForClim-Simulationen

Lara Wüthrich
20-915-773
10. August 2023

Betreuung:

Dr. Mathieu Lévesque, Betreuer
Dep. Umweltsystemwissenschaften, ETH Zürich
Gruppe Waldbau



Inhalt

Zusammenfassung	4
Abkürzungen	5
Arten	5
Abbildungs- und Tabellenverzeichnis	6
Abbildungen	6
Tabellen	6
1 Einleitung	7
2 Methodik	9
2.1 Lage und Eigenschaften des Marteloskops	9
2.2 Datenerhebung und Datenanalyse	10
2.3 ForClim	11
2.4 Annahmen	13
2.5 Wetter- und Standortdaten	13
2.6 Simulationseinstellung	14
2.6.1 Setup-XML	14
2.6.2 Site-XML	14
2.6.3 States-XML	14
3 Ergebnisse	15
3.1 Analyse der Inventurdaten	15
3.1.1 Übersicht	15
3.1.2 Baumartenzusammensetzung	16
3.1.3 Stammzahlverteilung	16
3.1.4 Grundfläche und Volumen	17
3.2 Vergleich der Modellergebnisse mit empirischen Daten	18
3.3 Analyse der Langzeitsimulationen bis zum Jahr 2100	19
3.3.1 Entwicklung der Stammzahl	19
3.3.2 Entwicklung der Grundfläche	20
3.3.3 Stammzahlverteilung im Jahr 2100	21
4 Diskussion	22
4.1 Analyse der Veränderungen in der Bestandesstruktur	22
4.2 Grenzen der Analyse der Bestandesdynamik	23
4.3 Reproduktion der Waldstruktur mit ForClim	24
4.4 Langzeitsimulationen	24
4.5 Grenzen der Simulationen	26
5 Schlussfolgerungen	27
Referenzen	29

Zusammenfassung

Störungen wie Hitzewellen, Dürren, Brände, Überschwemmungen und Schädlingsbefall werden als Teil der natürlichen Prozesse angesehen, die die Walddynamik beeinflussen. Jedoch erhöht der Klimawandel die Intensität und Häufigkeit dieser Störungen. Dies stellt eine Herausforderung für die Wälder dar. So fielen bei Dürren wie in den Jahren 2018 und 2019 grosse Fichtenbestände Borkenkäferepidemien zum Opfer. Auch bei der konkurrenzstarken Rotbuche im Mittelland wurde ein negativer Effekt der Sommertrockenheit auf die Vitalität festgestellt. Die Auswirkungen dieser häufigen Störungen haben Folgen für die ökologischen, ökonomischen und sozialen Funktionen der Wälder. Es ist daher notwendig, die Auswirkungen dieser Störungen auf die Entwicklung der Waldstruktur genauer zu untersuchen. Um Einblicke in die Auswirkungen von Störungen auf die Entwicklung von Wäldern zu gewinnen, können Waldsukzessionsmodelle helfen. Diese Modelle simulieren die Bestandesdynamik auf einer gegebenen Fläche. Sie können Prognosen über die Bestandesentwicklung unter verschiedenen klimatischen Bedingungen erstellen. In dieser Bachelorarbeit wird eine Marteloskop Fläche im Sihlwald untersucht. Das Marteloskop ist eine Hektar grosse Fläche, die zur Schulung von Förster:innen und Forstwart:innen verwendet wird. Inventuren aus den Jahren 2014 und 2022 werden analysiert, um die Auswirkungen von Störungen auf die Bestandesdynamik besser zu verstehen. Zusätzlich wird das Forest Gap-Modell ForClim verwendet, um die zukünftige Entwicklung des Marteloscops zu bestimmen. Mit ForClim werden zwei Simulationen durchgeführt, die sich im Simulationsstart unterscheiden. Die erste Simulation beginnt im Jahr 2014 und endet im Jahr 2100, die zweite Simulation beginnt im Jahr 2022 und endet ebenfalls im Jahr 2100. Für beide Simulationen werden zwei Klimaszenarien (RCP 8.5 und ohne Klimawandel) unterschieden. Zusätzlich wurde die Fähigkeit von ForClim für die Erstellung von Prognosen beurteilt. Dazu wurden die Ergebnisse der Simulation, die im Jahr 2014 startet und im Jahr 2100 endet, mit den Ergebnissen der Inventur 2022 verglichen. Die Analyse der Inventuren 2014 und 2022 zeigt, dass es zu einer Abnahme der Stammzahl, der Grundfläche und des Volumens kommt. Insbesondere die Fichte, die 2014 zu den dominierenden Baumarten gehörte, hat stark an Stammzahl und Grundfläche abgenommen. Diese beobachteten Rückgänge sind auf Störungsereignisse wie Trockenheit, Sturm und Borkenkäferbefall zurückzuführen. Die Ergebnisse zeigen somit, dass sich Störungen auf die Baumartenzusammensetzung und damit auf die Waldstruktur auswirken. Hinsichtlich der Fähigkeit von ForClim zeigen die Ergebnisse deutliche Unterschiede zwischen den Klimaszenarien und der Inventur 2022. Die kurzfristige Prognose beider Klimaszenarien für 2022 erwies sich als ungenau. Insbesondere bei Fichte und Weisstanne wurde die Mortalität durch Störungsereignisse unterschätzt. Die Ergebnisse der Langzeitsimulationen zeigen, dass Auswirkungen des Klimawandels auf verschiedene Baumarten im Marteloskop variieren. Fichte weist im Klimaszenario mit RCP 8.5 geringe Grundfläche und Stammzahl gegenüber Klimaszenario ohne Klimawandel auf. Rotbuche reagiert eher geringfügig auf den Klimawandel, während Weisstanne besser damit umgehen kann. Bergahorn und Spitzahorn zeigen unterschiedliche Reaktionen. Bergulme und Esche hingegen nehmen aufgrund von Krankheiten stark ab. Damit spiegeln die Ergebnisse die Anpassungsfähigkeit der Baumarten an den Klimawandel wider. Zusammenfassend verdeutlicht diese Bachelorarbeit den Einfluss von Störungen durch den Klimawandel auf die Bestandesdynamik. Trotz der kurzzeitigen ungenauen Prognose wie im Jahr 2022, ist ForClim in der Lage plausible Langzeitsimulationen über die Bestandesentwicklung zu liefern. Die Arbeit betont allerdings, dass es wichtig ist, weitere Daten zu erheben und Forschung zu betreiben, um die Genauigkeit des Modells zu verbessern.

Abkürzungen

Baumarten

Abkürzung	Wissenschaftliche Bezeichnung	gebräuchliche Bezeichnung
AAlb	<i>Abies alba</i>	Weisstanne
APla	<i>Acer platanoides</i>	Spitzahorn
APse	<i>Acer pseudoplatanus</i>	Bergahorn
FSyl	<i>Fagus sylvatica</i>	Rotbuche
FExc	<i>Fraxinus excelsior</i>	Gemeine Esche
PAbi	<i>Picea abies</i>	Gemeine Fichte
UGla	<i>Ulmus glabra</i>	Bergulme

Abbildungs- und Tabellenverzeichnis

Abbildungen

Abbildung 1: Eine Aufnahme des Marteloskops im Sihlwald	9
Abbildung 2: Standortsübersicht aller Bäume im Marteloskop mit Angaben zu Baumart und BHD	10
Abbildung 3: Struktur des ForClim	11
Abbildung 4: Stammzahlverteilung von 2014 und 2022	17
Abbildung 5: Entwicklung der Stammanzahl von 2022 bis 2100 im Marteloskop Sihlwald	19
Abbildung 6: Entwicklung der Grundfläche von 2022 bis 2100 im Marteloskop Sihlwald	20
Abbildung 7: Stammzahlverteilung im Jahr 2100 im Marteloskop Sihlwald	21

Tabellen

Tabelle 1: Übersicht der Modellvarianten	12
Tabelle 2: Überblick über die wichtigsten Parameter der Baumarten.	15
Tabelle 3: Überblick über die Unterschiede zwischen dem Inventar 2022 und den Ergebnissen der Klimaszenarien vom Jahr 2022 in Bezug auf Stammzahl und Grundfläche	18

1 Einleitung

Störungen wie Hitzewellen, Dürren, Bränden, Überschwemmungen und Schädlingsausbrüche haben erhebliche Auswirkungen auf die Entwicklung der Wälder und werden als Teil der natürlichen Prozesse betrachtet, die die Walddynamik beeinflussen (Dale et al., 2001; Franklin et al., 1991). Seit dem 20. Jahrhundert treten allerdings weltweit Störungen, insbesondere Dürren, immer häufiger auf, und es wird erwartet, dass sich dieser Trend in Zukunft noch verstärken wird (Seidl et al., 2017). Dies ist eine direkte Folge des fortschreitenden globalen Klimawandels, der die Häufigkeit und Intensität solcher Störungen erhöht (Seidl et al., 2017). Vor allem wird der Wald durch die häufigen Störungen herausgefordert. Ein Beispiel hierfür ist der Hitzesommer 2018. In der Schweiz erlebten die Wälder einer der wärmsten Sommer, mit überdurchschnittlich hohen Temperaturen. Über einen Zeitraum von April bis September führte die Sommertrockenheit zu sehr niederschlagsarmen trockenen Bedingungen (Rathgeb et al., 2020). Die Wälder litten unter Trockenstress und wurden dadurch anfälliger für Krankheiten und Schädlinge. Bei zahlreichen Bäumen im Mittelland konnten Symptome von Trockenheitsstress nachgewiesen werden (Queloz et al., 2019). Auch für die konkurrenzstarke Rotbuche, die Rotbuchenreinbestände im Mittelland bildet, konnte ein starker Einfluss der Sommertrockenheit auf die Vitalität festgestellt werden (Queloz et al., 2019; Rohner et al., 2021). Zudem waren Wälder betroffen, in denen nicht standortsangepassten Arten vorkommen. So kamen beispielsweise Fichtenbestände, die im schweizerischen Mittelland aufgrund früherer Bewirtschaftungsziele im grossen Stil angepflanzt wurden, an ihren physikalischen Grenzen (Honkaniemi et al., 2020; Johann et al., 2004; Queloz et al., 2019). Zudem veranlasste diese Dürre Borkenkäferepidemien, die zum Absterben der Fichten führten. Im Sommer 2018 betrug das gesamtschweizerische Volumen an Käfer befallenen Holz 434'249 m³, was mehr als das doppelte vom Vorjahr entspricht (Stroheker et al., 2023). Ausserdem ist es nach dem Jahr 2018 nicht zum Stillstand gekommen. Es folgten weitere Sommertrockenheiten, nämlich in den Jahren 2019 und 2022, welche die Wälder weiterhin stark belastet haben. Demzufolge führten diese Störungsereignisse zu einer weiteren Zunahme von Zwangsnutzungen, die beispielsweise im Jahr 2019 auf 928'098 m³ angestiegen ist (Stroheker et al., 2023). Eine Studie zeigte auch, dass Schutzwälder in den alpinen Höhenlagen, die ausschliesslich aus Fichten bestehen, unter stetig wärmeren Bedingungen des Klimawandels bald aufgrund ihrer Höhenlage keinen Schutz mehr vor Borkenkäferausbrüche haben. Denn wärmere Bedingungen in den Alpen können somit positiv auf die Ausbreitung der Borkenkäfer auswirken, da die Entwicklungsgeschwindigkeit der Larven bei höheren Temperaturen zunimmt. Das bedeutet, dass die Borkenkäfer ihr Verbreitungsgebiet nicht nur horizontal, sondern auch vertikal in die Höhe ausdehnen können (Teich et al., 2019).

Solche vermehrte Ereignisse haben massive Einbussen für die ökologischen ökonomischen und sozialen Funktionen der Wälder zur Folge (Dale et al., 2001). Sodass weitere Einbussen vermieden werden, ist es wichtig, die Einflüsse der Störungen auf die Entwicklung der Waldstruktur zu untersuchen. Dies ermöglicht im Bereich des Waldbaus Massnahmen zu ergreifen, um die Wälder an sich schnell ändernde klimatischen Bedingungen anzupassen (Hlásny et al., 2021).

Waldsuksessionsmodelle (Gap-Modelle) können hier wertvolle Einblicke liefern, indem sie die Bestandesdynamik auf einer Fläche simulieren. Sie können verwendet werden, um die Entwicklung der Vegetation unter verschiedenen klimatischen Bedingungen vorherzusagen (Botkin et al., 1972; Bugmann, 1994; Wehrli et al., 2005). Sie liefern Informationen über die Artenzusammensetzung und die Biomasse auf einer gegebenen Fläche. Denn für jeden Baum auf der Fläche werden die Etablierung, der Brusthöhendurchmesser (BHD) und die Mortalität simuliert. Das individuelle Baumwachstum wird anhand dem empirisch ermittelten maximalen Wachstumspotential berechnet. Das maximale Wachstumspotential wird durch Umweltfaktoren wie Licht, Temperatur Bodenfeuchtigkeit und Nährstoffe eingeschränkt, wobei dem Licht von diesen Einschränkungen meist eine grössere Bedeutung beigemessen wird (Bugmann, 2001; Wehrli et al., 2005). Auf diese Weise können Forest Gap-Modelle Aufschluss darüber

geben, wie sich verändernde klimatische Umweltbedingungen langfristig auf die Bestandesentwicklung auswirken können (Wehrli et al., 2005).

Ein Schwachpunkt der Forest Gap-Modelle stellt die Mortalität der Bäume dar. Die Mortalität ist schwer zu erfassen, da verschiedene Prozesse von der individuellen Ebene (Konkurrenz um Ressourcen) bis hin zu grösseren Ebenen (Störungseinflüsse wie Windwurf, Feuer oder Schädlingsbefall) eine Rolle spielen. (Thrippleton et al., 2020). Es ist schon lange anerkannt worden, dass die Modellierung der Baum mortalität in Forest Gap Modellen nicht auf stabilen Konzepten und verlässlichen empirischen Daten beruht (Bircher et al., 2015; Keane et al., 2001). In dynamischen Vegetationsmodellen – sei es auf lokaler oder globaler Ebene - fehlen zuverlässige Submodelle für die Mortalität (Bircher et al., 2015). Grosse Unsicherheiten bestehen insbesondere bei der Mortalität auf individueller Ebene. Diese Mortalität bezieht sich auf stressbedingte Prozesse wie Konkurrenz um Ressourcen und ungünstige Umweltbedingungen wie Trockenheit. Dazu gehören auch noch andere Ursachen für das Absterben von Bäumen wie Blitzschlag oder mechanischer Bruch. Die Unsicherheit der Mortalität auf individueller Ebene wirkt sich auf die Simulationen aus und kann zu grossen Schwankungen in langfristigen Simulationen der Bestandesdynamik führen (Thrippleton et al., 2020). Dies verdeutlicht die Notwendigkeit die Forest Gap-Modelle auf ihre Fähigkeit zu testen.

Zusammenfassend werden in dieser Bachelorarbeit drei zentrale Aspekte behandelt. Der erste Schwerpunkt liegt auf der Untersuchung der Auswirkungen von Störungen auf die Bestandesentwicklung, basierend auf den Inventuren von 2014 und 2022 auf der 1 ha grossen Marteloskopfläche im Sihlwald. Der zweite Schwerpunkt befasst sich mit der Bewertung der Fähigkeit des Forest Gap Modells ForClim, die Bestandesdynamik im Jahr 2022 im Marteloskop abzubilden. Letztlich wird mittels ForClim einen Einblick in die zukünftige Bestandesentwicklung ermöglicht. Dazu werden die Simulationen auf ihre Plausibilität hin überprüft. Die Fragestellungen dieser Bachelorarbeit sind somit

1. Wie haben sich die Artenzusammensetzung, die Durchmesserverteilung, die Stammzahl, die Grundfläche und das Volumen im Bestand durch die Störungen seit 2014 verändert?
2. Ist ForClim in der Lage, die beobachteten Walddynamiken zu reproduzieren?
3. Sind die Langzeitsimulationen mit der beobachteten Waldstruktur im Jahr 2022 plausibel?

Um diese Fragen zu beantworten, kommen zwei Methoden zum Einsatz. Zur Beantwortung der ersten Frage wird die Bestandesdynamik anhand von Inventuren des Marteloscops im Sihlwald aus den Jahren 2014 und 2022 analysiert. Des Weiteren wird das Forest Gap-Modell ForClim für die zukünftige Entwicklung des Waldes verwendet. Mit Hilfe von ForClim werden zwei Simulationen erstellt: Eine beginnt im Jahr 2014 und endet im Jahr 2100, während die andere im Jahr 2022 beginnt und ebenfalls im Jahr 2100 endet. Dabei werden bei beiden Simulationen zwischen zwei Klimaszenarien RCP 8.5 und ohne Klimawandel unterschieden. Die Ergebnisse aus dem Jahr 2022 dienen dazu, die Genauigkeit der Vorhersagen von ForClim zu bewerten und die zweite Frage zu klären. Für die dritte Frage werden die Ergebnisse der Langzeitsimulation verwendet, die im Jahr 2022 beginnt und im Jahr 2100 endet.

2 Methodik

2.1 Lage und Eigenschaften des Marteloskops

Das Marteloskop [Abbildung 1] ist ein Schulungsinstrument, welches 2014 errichtet wurde. Es wird genutzt, um angehende Förster:innen und Forstwart:innen in der forstwirtschaftlichen Entscheidungsfindung zu schulen. Bei dem Marteloskop wird jeder einzelne Baum inventarisiert und nummeriert. Es kann als Training zur Identifizierung von Baummikrohabitaten und zur Abwägung zwischen Holzproduktion und Naturschutz eingesetzt werden.

Das Marteloskop befindet sich im Naturwaldreservat Sihlwald, welches zu den grössten zusammenhängenden Rotbuchenwäldern im schweizerischen Mittelland zählt (Brändli et al., 2020). Der Standort des Marteloskops liegt am nordöstlichen Hang der Albiskette im Sihltal und erstreckt sich über einer Höhe von 500 m ü. M.. Der mittlere Jahresniederschlag beträgt 1227.8 mm und die mittlere Jahrestemperatur 9.1 °C. Der Jahresniederschlag und die Jahresmitteltemperatur wurden aus den monatlichen Niederschlagssummen und den monatlichen Mitteltemperaturen einer Zeitreihe 1930-2020 berechnet (Thornton et al., 1997). Geologisch betrachtet besteht der Albis grösstenteils aus Mergel und Sandstein und gehört zur oberen Süsswassermolasse. Darüber hinaus sind stellenweise Ablagerungen des Linthgletschers zu finden, welcher während seines Rückzugs nach der Eiszeit sandige und tonige Sedimente hinterlassen hat (Brändli et al., 2020; Commarmot & Schmidt, 2011).

Der Bestand setzt sich vor allem aus der Rotbuche, der Weisstanne und der Fichte zusammen. Seit dem Jahr 2000 findet in diesem Bestand keine Bewirtschaftung mehr statt. Daher handelt es sich beim Sihlwald um einen jungen Waldreservat, der sich nach 500 Jahren intensiver Nutzung immer noch von den früheren Eingriffen erholt. Es ist jedoch darauf hinzuweisen, dass gelegentlich Massnahmen ergriffen werden müssen, insbesondere wenn einzelne Bäume entlang von Waldwegen eine Gefahr für Waldbesucher darstellen (Brändli et al., 2020).

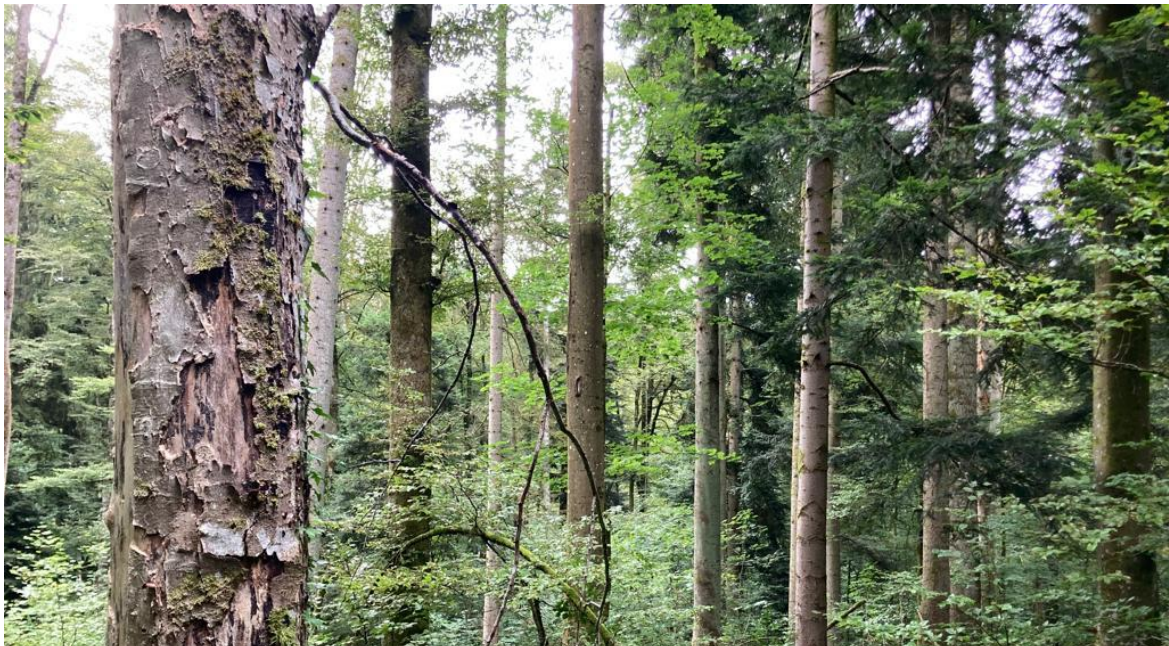


Abbildung 1: Eine Aufnahme des Marteloskops im Sihlwald (eigene Aufnahme)

2.2 Datenerhebung und Datenanalyse

Auf der ha grossen Rechtecksfläche des Marteloskop wurden 2014 von Thibault Lachat für alle Bäume mit einer Kluppschwelle über 6 cm die Parametern Höhe, BHD, Position auf der Fläche, Zustand (tot/lebendig) und Spezies aufgenommen [Abbildung 2]. Zur Untersuchung der Bestandesdynamik und damit auch zur Beantwortung der ersten Teilfrage ist im Rahmen dieser Bachelorarbeit eine Nachinventur zu einem späteren Zeitpunkt erforderlich. Eine solche Inventur wurde bereits im Januar 2022 von einem Studenten der HAFL (Elias Liniger) durchgeführt. Diese Daten wurden zusammen mit den Daten aus dem Jahr 2014 in einer Excel-Tabelle zusammengefasst und anschliessend einer Qualitätskontrolle unterzogen.

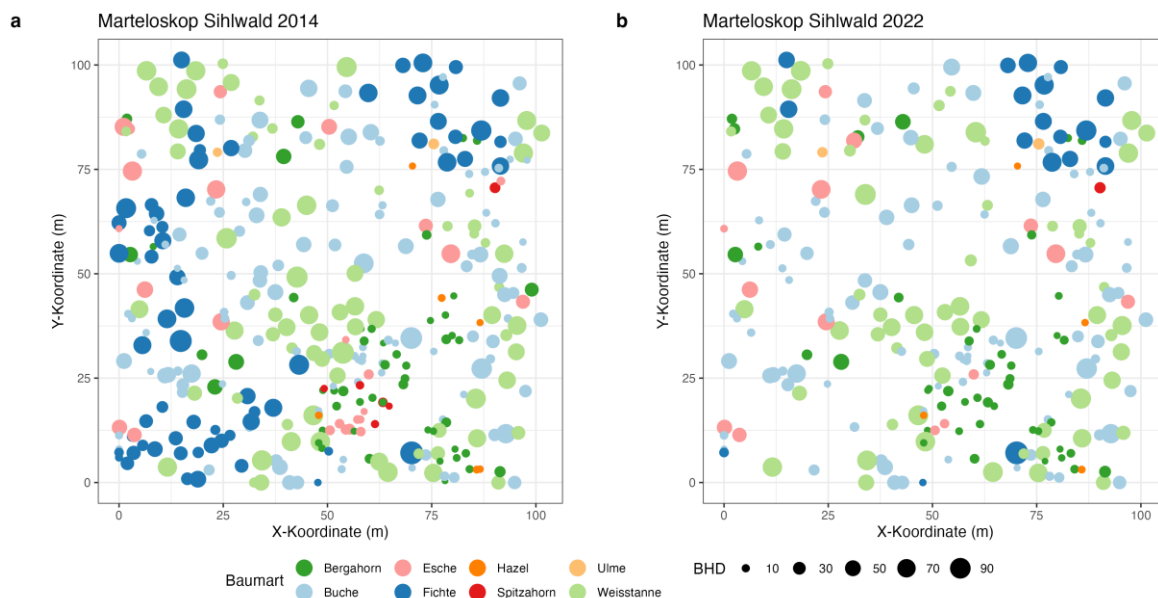


Abbildung 2: Standortübersicht aller Bäume im Marteloskop mit Angaben zu Baumart und BHD: a) Darstellung der Inventur 2014 und b) Nachinventur 2022

Mit den vorhandenen Daten konnten weitere Parameter wie Grundfläche und Volumen der Bäume erfasst werden, die wichtige Indikatoren für die Bestandesstruktur sind. Die Grundfläche ergibt sich aus dem Quadrat des BHD multipliziert mit $\pi/4$. Volumen wurde mit der Denzin-Formel berechnet:

$$v[m^3] = \frac{BHD^2}{1000}; BHD \text{ in } [cm]$$

Da in der Inventur von 2022 die Höhe der Bäume nicht bestimmt wurde, wurde die Denzin-Formel angewendet. Diese Formel basiert auf der Annahme, dass der Stamm eines Baumes einem Kegel ähnelt und die Normalhöhe eines Baumes 25m beträgt. Es ist daher wichtig zu beachten, dass die Denzin-Formel nur eine grobe Abschätzung des Volumens der Bäume liefert. Für eine genauere Abschätzung sind jedoch weitere Parameter erforderlich, die in diesen Inventuren nicht erfasst wurden (Kramer & Akca, 1995)

Um die Dominanz einer Baumart auf einer bestimmten Waldfläche zu messen, wird der Importance Value jeder Baumart im Jahr 2014 und 2022 berechnet. Der Importance Value einer Spezies i berechnet sich aus A (= gesamte Grundfläche), a_i (= Grundfläche der Spezies i), N (= totale Stammzahl), n_i (= Stammzahl der Spezies i). Grundfläche der Spezies i berechnet sich aus der Summe der Grundflächen aller Bäume der gleicher Art.

$$IV_i = \frac{\frac{n_i}{N} + \frac{a_i}{A}}{2} * 100$$

Die Straucharten Schwarzer Holunder und Gemeiner Hasel wurden in beiden Inventuren erfasst, jedoch für die Analyse der Bestandesdynamik mit ForClim und für die Berechnung des Importance Value jedoch nicht berücksichtigt, da der Fokus der Bachelorarbeit auf der Baumartenzusammensetzung liegt.

2.3 ForClim

Um die Teilfragen 2 und 3 der Bachelorarbeit zu beantworten, wurde mit dem Programm ForClim gearbeitet. ForClim ist ein Klima-sensitives Sukzessionsmodell zur Analyse der Waldbestandesdynamik in Zentraleuropa (Forest Ecology Group, 2019). Mit dem Standardansatz des Gap Modells (Botkin et al. 1972) kann ForClim das Wachstum, die Mortalität und die Etablierung von Bäumen in Jahresschritten simulieren. Damit ist es möglich, die Bestandesdynamik in bestimmten Gebieten zu untersuchen (Forest Ecology Group, 2019).

ForClim besteht aus vier Submodellen Weather, Water, Plant und Management, die über gemeinsame Variablen miteinander verbunden sind [Abbildung 3]. Das Submodell Weather enthält zeitabhängige abiotische Variablen. Es generiert Wetterdaten und berechnet bioklimatische Ausgangsvariablen. Das Submodell Water verwendet die standortsspezifischen Parameter und die Ausgabevariablen vom Submodell Weather, um die standortsspezifischen Trockenheitsindizes zu berechnen. Das Submodell Plant verwendet dann die Ausgangsvariablen von Weather und Water, um schließlich die Etablierung, Wachstum und Mortalität der Bäume zu simulieren. Das letzte Submodell Management definiert welche Art an Managementinterventionen angewendet wird. Das hat wiederum einen Effekt auf die Etablierung und Mortalität der Bäume (Forest Ecology Group, 2019).

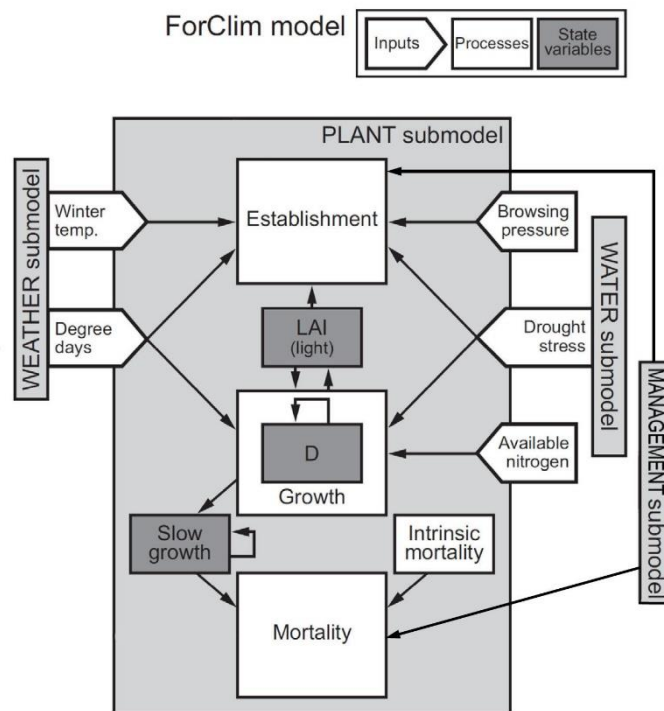


Abbildung 3: Struktur des ForClim (Rasche, 2012)

Zusätzlich können in ForClim verschiedene Modellvarianten verwendet werden, um Unsicherheiten in der Modellstruktur und den Modellparametern zu berücksichtigen. Insgesamt besitzt ForClim 12 Modellvarianten, wobei die Varianten sich in der Etablierungsroutine unterscheiden [Tabelle 4]. Es werden zwei Etablierungsroutinen E_0 und E_6 unterschieden, wobei E_6^* eine geringfügige Modifikation von E_6 darstellt. Bei der Etablierungsroutine E_0 wird davon ausgegangen, dass schattentolerante Arten eine geringere Anzahl von Samplings etablieren als schattenintolerante Arten. Die Interaktionen zwischen den Arten werden hier nicht berücksichtigt. Bei der Etablierungsroutine E_6/E_6^* werden die Wechselwirkungen zwischen den Arten berücksichtigt. Zudem berücksichtigt sie die spezifischen Bedingungen des Standorts. Sie ist auch weniger empfindlich als E_0 in Bezug auf die Anzahl der in der Simulation verwendeten Arten und deren Schattenverträglichkeit. A stellt die Allokation des Wachstum, wobei hier zwischen A_0 und A_2 unterschieden wird. A_0 bezieht sich auf die Allokation des Höhenwachstums und A_2 beschreibt die Allokation des Dickenwachstums. M ist die Hintergrundmortalität, die die individuelle Mortalität der Bäume aufgrund kleinräumiger Störungen darstellt. Diese wird in ForClim nicht explizit modelliert. Solche Störungseignisse können Blitzschlag, Pilzbefall, Insektenbefall oder das Absterben von kleinen Bäumen durch umgefallenen Bäumen sein. Es wird zwischen M_0 , der konstanten Hintergrundmortalität, und M_1 , der grössenabhängigen Hintergrundmortalität, unterschieden. Für eine ausführliche Beschreibung der Modellvariante siehe ForClim Documentation (Forest Ecology Group, 2019).

Tabelle 1: Übersicht der Modellvarianten: Im Allgemeinen steht der Index 0 für die Standardformulierung, die anderen Indizes für alternative Formulierungen (Forest Ecology Group, 2019)

Variant ID	Establishment	Allocation of growth	Background mortality
1	E_0	A_0	M_0
2	E_0	A_2	M_0
3	E_0	A_0	M_1
4	E_0	A_2	M_1
11	E_6	A_0	M_0
12	E_6	A_2	M_0
13	E_6	A_0	M_1
14	E_6	A_2	M_1
21	E_6^*	A_0	M_0
22	E_6^*	A_2	M_0
23	E_6^*	A_0	M_1
24	E_6^*	A_2	M_1

Für diese Bachelorarbeit wurde mit der Software R der Version 4.2.2 gearbeitet (R Core Team, 2021). Um das Programm ForClim der Version 4.0 anzuwenden, wurde das Paket rforcim installiert, welches von Ulrike Hiltner entwickelt wurde. Es beinhaltet nützliche Funktionen, die zur Parametrisierung benötigt werden (Hiltner, 2022).

Die ForClim-Simulationen basieren auf zwei grundlegenden Einheiten: Standort und Artenliste. Der Standort dient als Grundlage für die Durchführung einer Simulation. Die Artenliste ermöglicht Simulationsberechnungen auf der Grundlage der Standortinformationen. Diese beiden Einheiten werden in ForClim in Form von zwei Dateien, nämlich der Standort- und der Speziesdatei, zur Verfügung gestellt. Standort-Datei beinhaltet die standortsspezifischen Bedingungen, die anhand Wetter- und Standortdaten vom Standort im ForClim beschrieben werden. Die Spezies-Datei beschreibt die Baumartenzusammensetzung, die an diesem Standort vorkommen. Mit den Inventuren im Jahr 2014 und 2022 wurde die Grundlage der Speziesdatei geschaffen. Daneben benötigt es die Management-Datei. Die Management-Datei wird aber nicht für diese Arbeit gebraucht. Die oben beschriebenen Dateien liegen im XML-Format vor, da XML-Dateien leicht mit Open-Source Softwares bearbeitet werden können. XML, eine Abkürzung für «Extensible Markup Language», ist eine Auszeichnungssprache. (Forest Ecology Group, 2021; Hiltner, 2022).

2.4 Annahmen

Die Bachelorarbeit basiert auf verschiedenen Annahmen, die bei der Verwendung des ForClim-Programms für die Simulation des Marteloskop berücksichtigt werden. Die wichtigsten Annahmen sind wie folgt:

1. **Submodell Management:** Da es sich beim Marteloskop Sihlwald um einen unbewirtschafteten Wald handelt, wird in dieser Arbeit das Submodell Management nicht benötigt. Das bedeutet, dass die Untersuchung sich auf die natürlichen Prozesse und Dynamiken des Waldes konzentriert. Alle menschliche Eingriffe oder beschwirtschaftungsbedingte Faktoren werden ausgeschlossen.
2. **Samenverfügbarkeit und Etablierung:** ForClim beruht auf den Annahmen, dass Samen aller Arten immer vorhanden sind und dass die Etablierung einer Art nur möglich ist, wenn die art-spezifischen ökologischen und biotischen Bedingungen erfüllt sind (Forest Ecology Group, 2019).
3. **RCP 8.5:** Simulation mit RCP 8.5 basiert auf dem Emissionsszenario RCP 8.5. Das bedeutet, dass keine Massnahmen zum Klimaschutz ergriffen werden. Die Treibhausgase werden weiter ansteigen (NCCS, 2019).
4. **Ohne Klimawandel:** Simulationen ohne Klimawandel basiert auf durchschnittlichen Temperatur- und Niederschlagsdaten für den Zeitraum 1931- 2020. Diese geht davon aus, dass kein Klimawandel stattfindet.

2.5 Wetter- und Standortdaten

Zur Berechnung der Bioklimaindizes werden in ForClim Temperatur- und Niederschlagsdaten verwendet. Diese meteorologischen Daten wurden aus einer Zeitreihe von 1931 bis 2020 von Stationen in der Nähe des Standorts Sihlwald gewonnen (Bundesamt für Meteorologie und Klimatologie MeteoSchweiz). Die monatlichen Niederschlagssummen und die monatlichen Durchschnittstemperaturen wurden mit dem Daymet-Algorithmus berechnet (Thornton et al., 1997). Das Programm ForClim enthält den Weather Generator, welcher die monatlichen Niederschlagssummen und monatlichen Temperaturen verwendet, um schliesslich das Wetter zu simulieren. Beim Weather Generator werden die monatlichen Durchschnittswerte von Temperatur und Niederschlag stochastisch aus ihren Statistiken entnommen. Dabei wird die Korrelation zwischen den Variablen berücksichtigt. Die Standardabweichungen und die Korrelation zwischen den monatlichen Temperaturen und Niederschlägen werden auch berechnet und müssen in der Eingabedatei des ForClim angegeben werden (Forest Ecology Group, 2019, 2021; Hiltner, 2022).

Der standortspezifische Parameter Feldkapazität, die den Bodenwasserhaushalt des Standorts beschreibt und im ForClim angegeben werden muss, wurde von Gina Marano ermittelt. Sie berechnete den Parameter auf der Grundlage der Daten von Meusbuerger et al. (2022). Dieser beträgt für den Standort Marteloskop Sihlwald 12.84 cm.

2.6 Simulationseinstellung

2.6.1 Setup-XML

Um nun die Entwicklung des Bestandes über die Zeit verfolgen zu können, wird zunächst ein Ausgangszustand entwickelt (Hiltner, 2022). Das bedeutet, dass für das Marteloskop im Sihlwald die Standortbedingungen, wie Klima, Wasserverfügbarkeit, Vegetation und Bewirtschaftung etc. zuerst definiert werden müssen. Ausserdem muss der Zeitpunkt des Beginns und des Endes der Simulation festgelegt werden. Dies geschieht durch die Erstellung eines Setup-XML. Das Setup-XML fungiert als Haupt-XML, über das alle anderen XMLs mit einem Simulationsszenario verbunden sind (Forest Ecology Group, 2021; Hiltner, 2022). Im Setup-XML werden die Standardeinstellungen des Simulationsexperiments definiert einschliesslich des Namens und Standorts des Marteloscops. Zudem werden Arten der ForClim-Liste angegeben, die in der Simulation verfolgt werden sollen. Für die Simulation wurden alle Arten der Liste miteinbezogen. Die Simulation umfasst einen Zeitraum von 2014 bis 2100 und startet dabei von zwei verschiedenen Zeitpunkten aus, nämlich 2014 und 2022. Hier wurde noch die Modellvariante 11 definiert [Tabelle 1]. Der Parameter *isCC* wurde auf *TRUE* gesetzt, um die Klimaszenarien RCP 8.5 und ohne Klimaszenario einzubeziehen und die Auswirkungen des Klimawandels in der Simulation zu berücksichtigen. Dies ermöglicht eine umfassende Betrachtung der Entwicklung bis zum Jahr 2100 unter verschiedenen Klimaszenarien. Zur Beantwortung der zweiten Teilfrage der Bachelorarbeit wurden die Ergebnisse aus der Simulation vom Jahr 2022 verwendet. Diese werden mit der Inventur von 2022 verglichen. Die Ergebnisse aus der Simulation von 2022-2100 wurden dann zur Beantwortung der dritten Teilfrage herangezogen.

2.6.2 Site-XML

Das Site-XML enthält eine Beschreibung aller standortspezifischen Bedingungen des Marteloscops Sihlwald wie geographischer Standort, Klima und Bodenwasserhaushalt (Forest Ecology Group, 2021; Hiltner, 2022). Spezifisch für den geographischen Standort wurde im Site-XML die Grösse des Patches, bekannt als *kpatchSize* in ForClim, auf 625 m² festgelegt. Dadurch wird die Fläche des Marteloscops durch 625 m² geteilt. So ergeben sich 16 Teilflächen, sogenannte Patches, die jeweils 625 m² gross sind. Die Bäume werden dann anhand ihrer Koordinaten den entsprechenden Patches zugeteilt [Abbildung]. Für jedes Patch wird schliesslich eine Simulation durchgeführt, d.h. es finden insgesamt 16 Simulationen statt. Zusätzlich dazu wurde *kLat*, die standortspezifische geografische Breite, auf 46.6 festgelegt. Für die Definition des Klimas müssen auch die meteorologischen Daten im XML angegeben werden, die im Kapitel 2.5 beschrieben wurden. Bezüglich des Bodenwasserhaushalts ist *kBS* für den Gehalt an pflanzenverfügbarem Wasser bis zu einer Tiefe von 1 m zuständig, der sich aus der Differenz zwischen dem Wasser bei der Feldkapazität und dem permanenten Welkepunkt im Boden ergibt. Der *kBS* wird in ForClim auf 12.84 cm festgelegt.

2.6.3 States-XML

Das States-XML ist die eigentliche Spezies-Datei und beschreibt den Zustand der Baumarten in ForClim (Forest Ecology Group, 2021; Hiltner, 2022). Dazu existiert eine Standardartendatei, die insgesamt 30 Baum- und Straucharten beinhaltet. Jede Art auf der Liste hat spezifische Eigenschaften, die für ganz Zentraleuropa parametrisiert wurden. Diese Parameterwerte wurden beibehalten und nicht verändert, da hinter diese Parametrisierung eine intensive Forschung steht.

3 Ergebnisse

3.1 Analyse der Inventurdaten

Hier werden die Inventurdaten von 2014 und 2022 verglichen. Dabei werden die Unterschiede in der Artenzusammensetzung, der Stammzahlverteilung, der Grundfläche und des Volumens analysiert. Diese Analyse dient der Beantwortung der ersten Fragestellung der Bachelorarbeit.

3.1.1 Übersicht

Im Jahr 2014 wurden insgesamt 353 Bäume aufgenommen, davon 342 lebendig und 11 tot [Abbildung 4]. Das Volumen des Bestandes betrug 638.4 m³/ha und die Grundfläche 50.2 m²/ha, wobei ausschliesslich lebende Bäume berücksichtigt wurden. Wenn auch die toten liegenden und stehenden Bäume in die Berechnung einbezogen würden, wäre der Wert voraussichtlich höher. Hinsichtlich der Artenzusammensetzung wurden acht Baumarten oberhalb der Kluppschwelle (6 cm) aufgenommen. Die drei dominierendsten Arten nach dem Importance Value sind die Rotbuche, die Weisstanne und die Fichte, wobei die Weisstanne den höchsten Wert von 32.4 aufweist [Tabelle 2].

Im Jahr 2022 wurden 251 lebende und 93 tote Bäume registriert. Das Volumen des Bestandes betrug 466.9 m³/ha und die Grundfläche 36.6 m²/ha unter der gleichen Annahme, dass nur lebende Bäume berücksichtigt wurden. Bei dieser Inventur wurden 7 Baumarten oberhalb der Kluppschwelle registriert. Die drei bedeutendsten Baumarten sind nun die Weisstanne, die Rotbuche und der Bergahorn gefolgt von der Fichte. Den höchsten Importance Value von 38.6 erreicht wieder die Weisstanne.

Tabelle 2: Überblick über die wichtigsten Parameter der Baumarten. Es ist zu beachten, dass in der folgenden Tabelle nur lebende Bäume berücksichtigt wurden.

Baumarten	Stammzahl [N/ha]		Grundfläche [m ² /ha]		Volumen [m ³ /ha]		Importance Value [%]	
	2014	2022	2014	2022	2014	2022	2014	2022
<i>AAIb</i>	76	65	21.3	18.8	271.6	239.2	32.4	38.6
<i>APse</i>	51	46	1.4	1.3	18.3	16.8	8.9	11.0
<i>APla</i>	5	0	0.1	0	0.6	0	0.8	0
<i>FSyl</i>	117	103	9.8	8.6	125.2	109.9	26.9	32.3
<i>FExc</i>	27	16	3.3	2.9	41.6	37.35	7.2	7.2
<i>PAbi</i>	63	18	14.2	4.9	181.0	62.6	23.4	10.3
<i>UGla</i>	3	3	0.1	0.1	0.7	1.0	0.5	0.7
Total:	342	251	50.2	36.6	466.9	638.4	-	-

3.1.2 Baumartenzusammensetzung

Durch den Vergleich der Inventurdaten von 2014 und 2022 lassen sich Veränderungen in der relativen Häufigkeit bestimmter Baumarten feststellen. Ein Beispiel ist die deutliche Abnahme der Stämme der Fichte, was sich auch im Importance Value widerspiegelt. Während der Importance Value von der Fichte im Jahr 2014 noch bei 23.3 lag, ist er im Jahr 2022 auf 10.3 gesunken. Ähnliche Tendenzen lassen sich auch bei anderen Baumarten wie die Rotbuche und die Weisstanne hinsichtlich der Stammzahlabnahme erkennen, ausser bei der Bergulme. Relativ gesehen ist die Abnahme der Stammzahl jedoch gering, so dass sich dies nicht im Importance Value niederschlägt bzw. sogar eine Zunahme zu erkennen ist, da durch die Abnahme der Fichte andere Baumarten an Dominanz gewonnen haben. Was die Baumart Spitzhorn betrifft, so wurden im Jahr 2014 fünf Exemplare registriert, in der Inventur des Jahres 2022 fehlt die Baumart gänzlich. Gesamtheitlich ist festzustellen, dass die Fichte in den Folgejahren ihre dominante Stellung im Bestand verloren hat. Stattdessen haben andere Baumarten wie Rotbuche, Weisstanne und Spitzhorn relativ gesehen an Bedeutung gewonnen.

3.1.3 Stammzahlverteilung

Untersucht man nur die Stammzahl der verschiedenen Durchmesserklassen, so lässt sich feststellen, dass im Vergleich zu 2014 fast in allen Durchmesserklassen eine wesentliche Abnahme zu verzeichnen ist [Abbildung 4]. Insbesondere in den Durchmesserklassen zwischen 0-10 cm und zwischen 30-40 cm ist ein starker Rückgang der Stammzahl festzustellen, wobei in der Durchmesserklasse 30-40 cm eine Lücke in der Graphik zu erkennen ist. Im Jahr 2022 ist die Stammzahl in der Durchmesserklasse 0-10 cm von 65 auf 38 zurückgegangen. In der Durchmesserklasse 30-40 cm von 33 auf 13, d.h. um weniger als die Hälfte. Hingegen ist in den meisten anderen Durchmesserklassen ein Anstieg festzustellen. Im Jahr 2022 ist die Durchmesserklasse 10-20 cm am meisten vertreten.

Wird der Fokus nun auf die Arten in verschiedenen Durchmesserklassen gelegt, zeigt sich ein differenziertes Bild. Bei der Fichte ist eine Abnahme in nahezu allen Durchmesserklassen zu verzeichnen. Dagegen ist bei der Rotbuche eine wesentliche Zunahme in der Durchmesserklasse 10-20 cm festzustellen, wo die Stammzahl von 24 auf 41 gestiegen ist. In den meisten anderen Durchmesserklassen ist eine Abnahme zu verzeichnen. Die Weisstanne ist vor allem in den Durchmesserklasse 10-20 cm und 50-60 cm stark zurückgegangen. Für die Durchmesserklassen 20-30 cm, 40-50 cm und 80-90 cm ist eine Zunahme erkennbar. Der Anstieg deutet darauf hin, dass einzelne Bäume in den Jahren zwischen 2014 und 2022 einen grösseren Durchmesser erreicht haben und daher in grössere BHD-Klassen eingeordnet wurden. Die Esche hat gegenüber 2014 besonders in den kleineren Durchmesserklassen abgenommen. Alle anderen Baumarten wie Spitzhorn und Bergahorn sind in den unteren Durchmesserklassen zurückgegangen, mit Ausnahme der Bergulme, die konstant geblieben ist. Zu beiden Zeitpunkten wurde keine perfekte reverse-J shaped Verteilung angenommen.

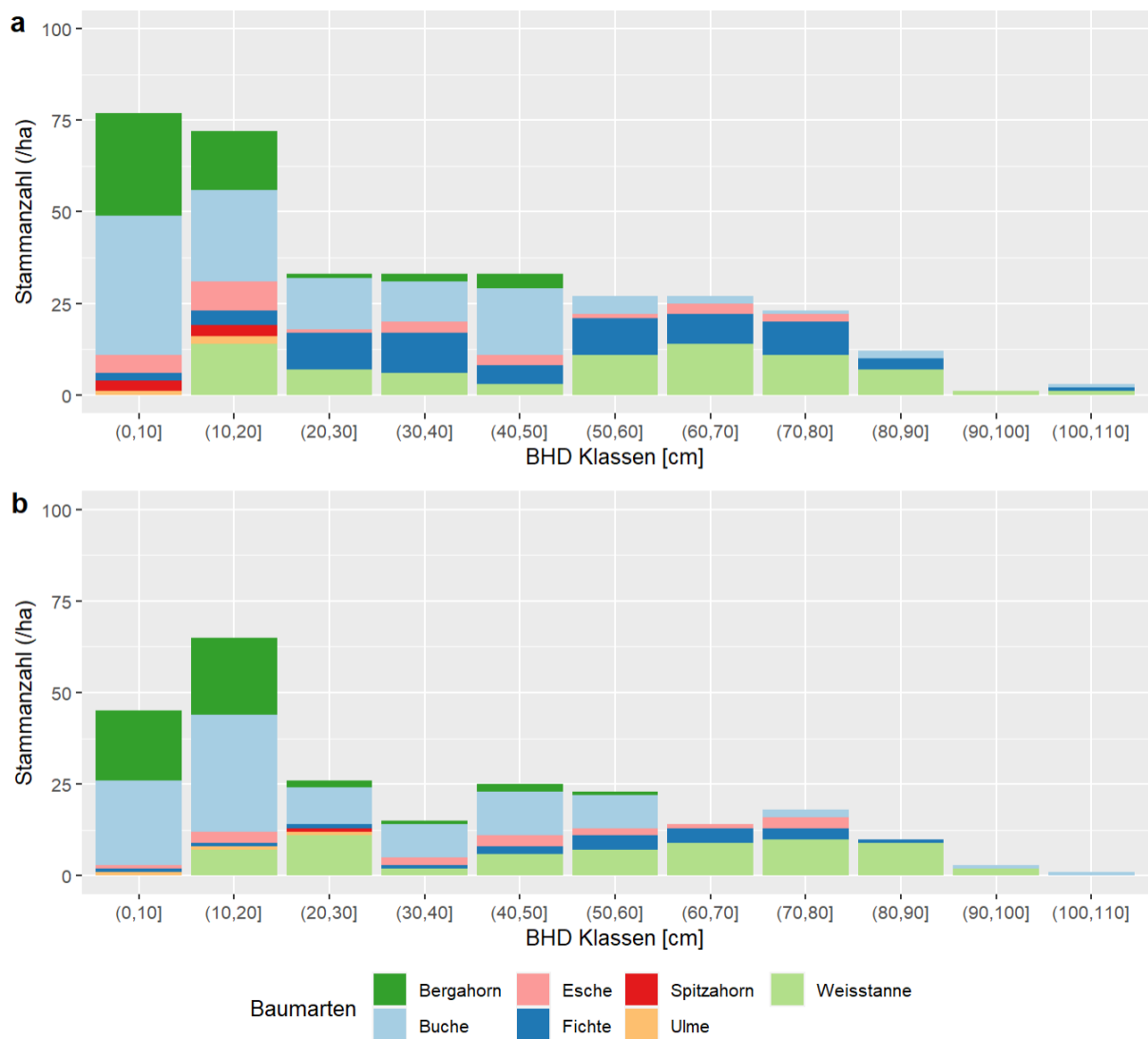


Abbildung 4: Stammzahlverteilung von 2014 (a) und 2022 (b)

3.1.4 Grundfläche und Volumen

Generell ist eine Abnahme in der Grundfläche und im Volumen im Bestand festzustellen. Bei genauer Betrachtung der Baumarten wird deutlich, dass sich der Rückgang der Grundfläche und des Volumens zwischen den Baumarten unterscheidet. Beispielsweise sinkt das Volumen der Fichte von 181.0 m³/ha auf 62.6 m³/ha, was weniger als die Hälfte ausmacht. Im Gegensatz dazu ist die Abnahme des Volumens für die Rotbuche relativ gesehen nicht gross. Hier sinkt das Volumen von 125.2 m³/ha auf 109.9 m³/ha. Bei der Bergulme ist sogar eine Zunahme an Volumen zu beobachten. Allerdings ist das Volumen der Bergulme im Vergleich zu Rotbuche und Weisstanne insgesamt gering. Dies ist jedoch auf die Anzahl der Stämme im Bestand zurückzuführen.

3.2 Vergleich der Modellergebnisse mit empirischen Daten

In diesem Abschnitt werden die Simulationsergebnisse des Jahres 2022 aus der Simulation, die im Jahr 2014 beginnt und bis 2100 reicht, mit den Daten der Inventur von 2022 verglichen. Dabei werden die Ergebnisse für zwei verschiedene Klimaszenarien betrachtet, nämlich das RCP 8.5 und ohne Klimawandel. Die Analyse dient der Beantwortung der zweiten Frage der Bachelorarbeit.

Die Simulationsergebnisse im Jahr 2022 zeigen einen deutlichen Unterschied gegenüber der Waldinventur 2022 [Tabelle 3]. Insbesondere bei kurzfristigen Simulationsergebnissen wie im Jahr 2022 waren die Vorhersagen ungenau. So weist die Fichte in beiden Klimaszenarien eine Stammzahl von 58 auf, was mehr als das Doppelte ist als in der Inventur. Ähnliches wurde auch für die Grundfläche beobachtet. Die Weisstanne hat in beiden Klimaszenarien eine Stammzahl von 76, das sind 16,9 % mehr als in der Inventur. Die Bergulme ist in beiden Klimaszenarien nicht zu finden. Bei den Baumarten Spitzahorn, Rotbuche und Esche ist ForClim in Bezug auf die Stammzahl und die Grundfläche sehr nahe an der Inventur.

Bemerkenswert ist, dass es keine grossen Unterschiede zwischen den Klimaszenarien gibt. Die Klimaszenarien weisen im Jahr 2022 die gleiche Stammzahl, Grundfläche und Volumen auf. Selbst in den darauffolgenden Jahren lassen sich kaum signifikante Unterschiede zwischen den Szenarien feststellen. Erst ab 2030 beginnen sich Stammzahl, Grundfläche und Volumen zu verändern [Abbildung 5]. Insgesamt deuten die Ergebnisse darauf hin, dass ForClim bei kurzfristigen Prognosen die Mortalität unterschätzt.

Tabelle 3: Überblick über die Unterschiede zwischen dem Inventar 2022 und den Ergebnissen der Klimaszenarien vom Jahr 2022 in Bezug auf Stammzahl und Grundfläche. «Ohne KW» steht für das Klimaszenario ohne Klimawandel. Die Abweichung beschreibt die prozentuale Abweichung der Simulationsergebnisse von der Inventur 2022. Für einige Baumarten kann die prozentuale Abweichung nicht berechnet werden, entweder weil eine Baumart neu aufgetaucht ist oder komplett aus der Simulation verschwunden ist. Für diese Baumarten wurde die Abweichung mit einem Minuszeichen gekennzeichnet.

Baumart	Stammzahl [N/ha]			Abweichung [%]		Grundfläche [m ² /ha]			Abweichung [%]	
	Inventur	RCP 8.5	Ohne KW	RCP 8.5	Ohne KW	Inventur	RCP 8.5	Ohne KW	RCP 8.5	Ohne KW
<i>AAIb</i>	65	76	76	+16.9	+16.9	18.8	21.0	21.0	+11.7	+11.7
<i>Apse</i>	46	43	43	-6.5	-6.5	1.3	1.1	1.1	-15.9	-15.9
<i>Apla</i>	0	6	6	-	-	0	0.1	0.1	-	-
<i>FSyl</i>	103	105	105	+1.9	+1.94	8.6	8.6	8.6	+0.1	+0.1
<i>FExc</i>	16	15	15	-6.3	-6.3	2.9	1.1	1.1	-64.2	-64.2
<i>PAbi</i>	18	58	58	+222.2	+222.2	4.9	15.3	15.3	+211.0	+211.2
<i>UGla</i>	3	0	0	-	-	0.1	0	0	-	-

3.3 Analyse der Langzeitsimulationen bis zum Jahr 2100

Dieser Abschnitt legt den Fokus auf die Langzeitperspektive der Simulation. Die Simulation beginnt im Jahr 2022 und endet im Jahr 2100. Dabei werden zwei unterschiedliche Klimaszenarien berücksichtigt: RCP 8.5 und ohne Klimawandel. In diesem Abschnitt wird die Entwicklung der Stammzahl, der Grundfläche, der Stammzahlverteilung und der Artenzusammensetzung im Marteloskop Sihlwald analysiert. Die Analyse dient der Beantwortung der dritten Fragestellung der Bachelorarbeit.

3.3.1 Entwicklung der Stammzahl

Legt man den Fokus auf das Klimaszenario RCP 8.5 [Abbildung 5], so zeigt sich, dass sich die Stammzahl ab 2040 verändert. Ab diesem Zeitpunkt nimmt die Stammzahl auf der Fläche bei fast allen Baumarten zu. Im Vergleich zu den anderen Baumarten, bei denen eine starke Zunahme zu beobachten ist, nimmt die Stammzahl der Bergulme und der Esche ab. Dies kann eine Folge der Ulmenwelke und des Eschentriebsterbens sein. Interessant ist, dass die Stammzahl der Weisstanne von 2022 bis 2080 fast konstant bleibt und danach zunimmt. Diese Zunahme ist jedoch nicht sehr gross, so dass die Weisstanne im Vergleich zu Rotbuche, Fichte, Spitzahorn und Bergahorn eine geringere Stammzahl aufweist. Der Unterschied zu der Simulation ohne Klimawandel ist, dass keine bemerkenswerten Unterschiede zwischen den Baumarten bezüglich Stammzahl zu erkennen sind. Die Rotbuche, die Fichte und der Spitzahorn werden gegen 2100 ähnliche Dichten im Marteloskop aufweisen.

Ein differenziertes Bild zeigt das Klimaszenario ohne Klimawandel. Hier kommt relativ gesehen zu einer erheblichen Zunahme der Stammzahl, insbesondere bei der Fichte, die im Jahr 2070 eine Stammzahl über 500 erreicht. Die Fichte hat im Jahr 2100 die grösste Stammzahl im Marteloskop. Bezogen auf die Stammzahl steht sie an zweiter Stelle. Für die Weisstanne ist sogar eine Abnahme der Stammzahl im Jahr 2100 gegenüber 2022 nachzuweisen. Der Bergahorn, der im Klimaszenario einen starken Stammzahlzuwachs aufweist, hat im Vergleich dazu einen geringeren Zuwachs. Für alle zwei Simulationen ist im Jahr 2100 noch kein Gleichgewichtszustand erreicht, wobei zu erwähnen ist, dass die Simulation mit RCP 8.5 diesem Zustand sehr nahe kommt.

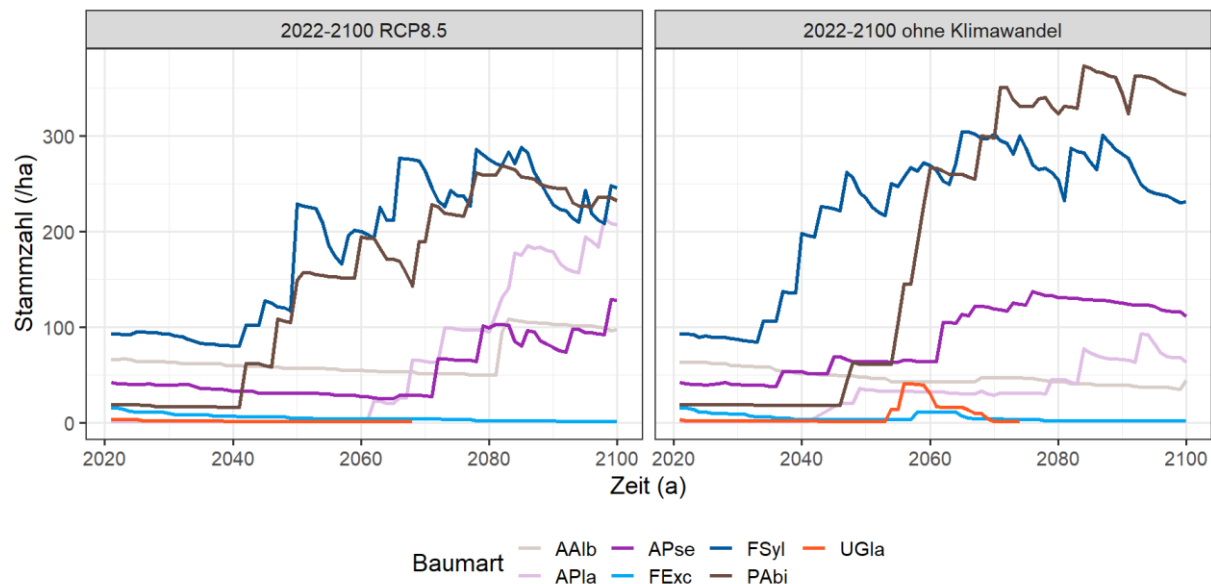


Abbildung 5: Entwicklung der Stammzahl von 2022 bis 2100 im Marteloskop Sihlwald

3.3.2 Entwicklung der Grundfläche

Für die Grundfläche ist bei allen Simulationen eine Zunahme zu erkennen. Beide Klimaszenarien weisen eine ähnliche Grundfläche auf [Abbildung 6]. Bei der Simulation mit RCP 8.5 ist eine Zunahme der Grundfläche für alle Baumarten erkennbar, mit Ausnahme Esche und Bergulme. Die Weisstanne weist bereits zu Beginn die grösste Grundfläche und wird bis zum Jahr 2100 flächengrösste Baumart sein. Die Anzahl der Weisstannen im Bestand nimmt mit der Zeit nicht gross zu, während die Grundfläche zunimmt. Dies deutet darauf hin, dass die einzelnen Bäume grösser werden. Es ist zu erkennen, dass die Grundfläche der Fichte verglichen mit der Simulation ohne Klimawandel geringer ausfällt. Auch hier wird die Grundfläche über die Jahre konstant gehalten. Obwohl die Fichte in den Simulationen eine grössere Stammzahl als die Weisstanne aufweist, zeigt sie im Vergleich eine geringere Grundfläche im Bestand. Das bedeutet, dass die Fichten mehrheitlich in den kleineren Durchmesserklassen vertreten sind.

Die Simulation ohne Klimawandel weist einige Unterschiede gegenüber dem Klimaszenario RCP 8.5 auf. Die Weisstanne wird auch hier die grösste Grundfläche aufweisen. Allerdings weist die Weisstanne gegenüber dem Szenario RCP 8.5 eine geringe Grundfläche auf. Ein wesentlicher Unterschied besteht darin, dass die Fichte in Bezug an Grundfläche zunehmen wird. Dadurch wird sie eine ähnliche Grundfläche wie die Rotbuche erreichen. Interessant ist, dass gegen 2100 in der Simulation ohne Klimawandel die Esche im Bestand vorhanden ist, während sie in der Simulation mit RCP 8.5 fast vollständig fehlt. Es zeigt sich auch, dass der Spitzahorn im Szenario ohne Klimawandel eine kleinere Grundfläche hat als im Szenario mit RCP 8.5 aufweist. Umgekehrt verhält es sich beim Bergahorn, dessen Grundfläche im Szenario mit RCP 8.5 kleiner ist als im Szenario ohne Klimawandel. Die Bergulme fehlt sowohl in der Simulation mit RCP 8.5 als auch in der Simulation ohne Klimawandel.

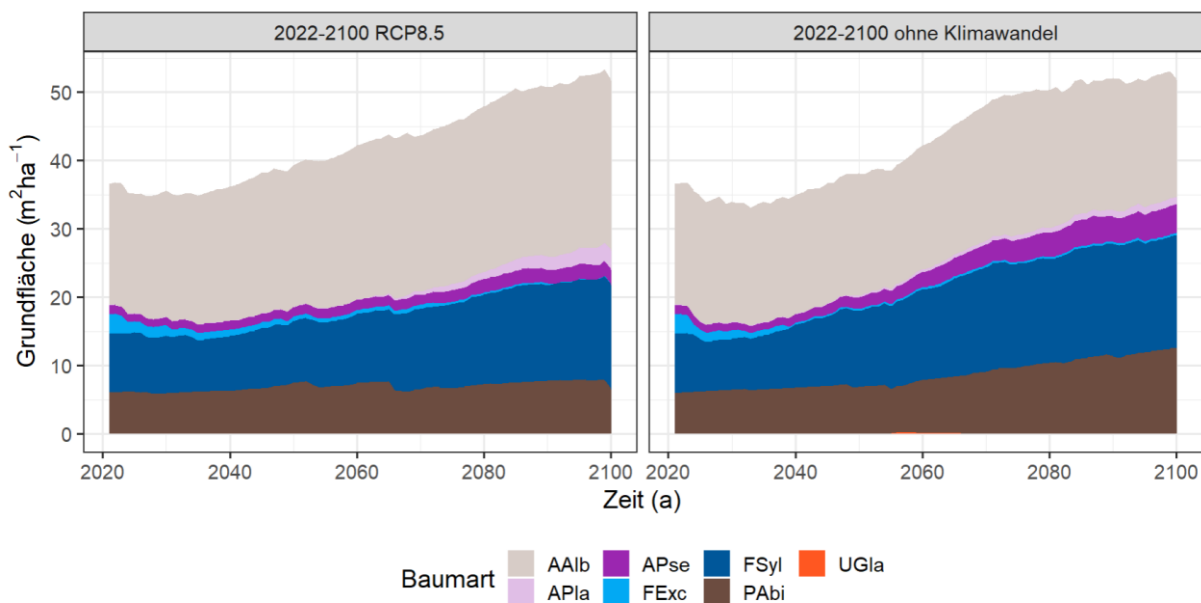


Abbildung 6: Entwicklung der Grundfläche von 2022 bis 2100 im Marteloskop Sihlwald

3.3.3 Stammzahlverteilung im Jahr 2100

In der Simulation mit RCP 8.5 entspricht die Stammzahlverteilung im Jahr 2100 einem umgekehrten J [Abbildung 7]. Das bedeutet, dass die Anzahl der Stämme mit zunehmender Durchmesserklasse abnimmt. Bezüglich den Baumarten dominiert die Weisstanne in den grösseren Durchmesserklassen vorherrschend. In den kleineren Durchmesserklassen kommt sie seltener vor. Das lässt sich auch mit den vorherigen Erkenntnissen bei der Stammzahl und Grundfläche vereinbaren. Bei den Baumarten Spitzahorn, Bergahorn, Fichte und Rotbuche verhält es sich genau umgekehrt. Diese Arten sind hauptsächlich in den kleineren Durchmesserklassen vertreten, wobei die Rotbuche auch teilweise in den grösseren Durchmesserklassen vorkommt. In den unteren Durchmesserklassen fehlt die Esche gänzlich, während sie in den oberen Durchmesserklassen noch vorkommt.

In der Simulation ohne Klimawandel entspricht die Stammzahlverteilung nicht einem umgekehrten J, da die 3 unteren Durchmesserklassen von 8-18 cm ähnliche Stammzahlen aufweisen und in der Durchmesserklasse 24-28 cm eine Zunahme der Stammzahl zu erkennen ist. Dies deutet darauf hin, dass der Trend, bei dem die Stammzahl mit zunehmender Durchmesserklasse abnimmt, hier nicht vollständig beobachtet wird. Bei den Baumarten zeigt sich, dass die Fichte im Vergleich zum Klimaszenario mit RCP 8.5 Stammzahl in den unteren Durchmesserklassen stärker vertreten ist. Genau das Gegenteil ist bei Baumarten wie Spitz- und Bergahorn zu beobachten. Im Klimaszenario ohne Klimawandel ist die Stammzahl der zwei Baumarten in den unteren Durchmesserklassen geringer als im Klimaszenario mit RCP 8.5.

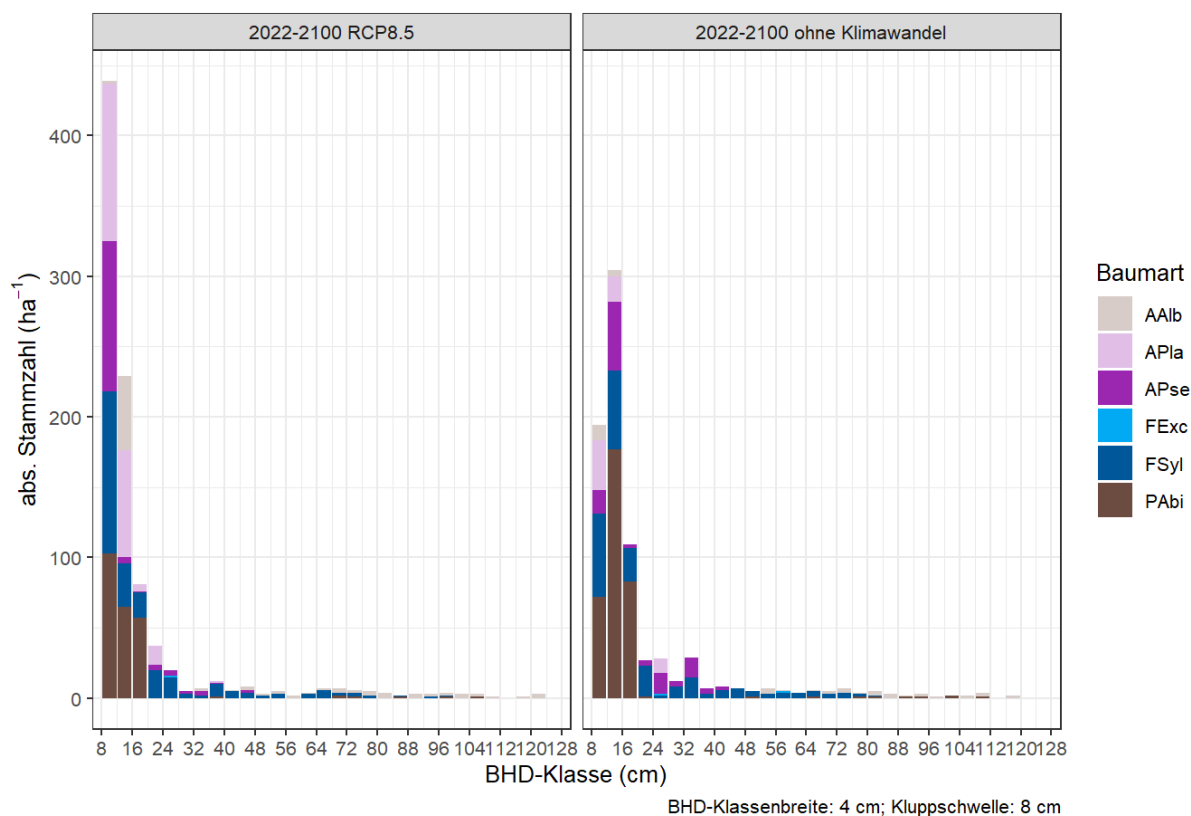


Abbildung 7: Stammzahlverteilung im Jahr 2100 im Marteloskop Sihlwald

4 Diskussion

4.1 Analyse der Veränderungen in der Bestandesstruktur

Im Rahmen dieser Bachelorarbeit wurde die Bestandesdynamik des Marteloskops Sihlwald untersucht. Dabei wurden die Inventuren 2014 und 2022 verglichen und analysiert. Die Ergebnisse verdeutlichen, dass im Jahr 2014 die Fichte, die ursprünglich zu den dominierenden Baumarten gehörte, im Jahr 2022 an Dominanz gemessen am Importance Value verloren hat. Generell hat die Stammzahl der Fichte abgenommen und damit auch die Grundfläche und das Volumen. Ähnliche Rückgänge sind auch bei der Rotbuche, der Weisstanne und anderen Baumarten im Bestand zu beobachten. Im Vergleich zur Fichte ist dieser Rückgang gering. Somit dominieren im Jahr 2022 die Rotbuche, die Weisstanne und neuerdings auch der Spitzhorn hinsichtlich des Importance Values. Die Fichte folgt knapp an vierter Stelle. In Bezug auf die Stammzahlverteilung fällt auf, dass es in den Durchmesserklassen 0-10cm und 30-40cm zu einer starken Abnahme der Stammzahl gekommen ist. Zwar hat die Stammzahl in der Durchmesserklasse 0-10 cm um 58 % und in der Durchmesserklasse 30-40cm um 39 % gegenüber 2014 abgenommen. Dies kann damit zusammenhängen, dass in diesen Durchmesserklassen sehr viele Baumarten, vor allem die Fichte, abgestorben sind. Daher die grosse Lücke in der Durchmesserklasse 30-40cm, die 2014 noch nicht vorhanden war.

Grund für die Reduktion der Grundfläche und des Volumens im Marteloskop sind Störungsereignisse wie Dürren, Stürme und Käferausbrüche in den letzten 5 Jahren (Stroheker et al., 2023). Besonders hervorzuheben sind die Dürren der Jahre 2018 und 2019, die in eine Kategorie der heisseren Dürren eingeordnet werden (Buras et al., 2020). Sie sind durch die Kombination von Hitzewellen und niederschlagsarmen Bedingungen gekennzeichnet. In Zentraleuropa wirkten sie sich stark negativ auf die Baum mortalität aus. Zudem führten sie zu einer frühen Verfärbung und einer vorzeitigen Blattfall (Schnabel et al., 2022; Schuldt et al., 2020). Ausserdem erhöhen solche Bedingungen die Anfälligkeit der Bäumen gegenüber Schädlingen (Desprez-Loustau et al., 2006; Hlásny et al., 2021; Sturrock et al., 2011).

Vor allem der Borkenkäfer *Ips typographus* spielte bei den Hitzeereignissen insbesondere für die Fichte eine wichtige Rolle. Denn die wärmeren Temperaturen beschleunigten die Entwicklungsgeschwindigkeit des Borkenkäfers. Dies führte zu zusätzlichen Borkenkäfergenerationen und damit zu grossflächigen Borkenkäfer epidemien (Stroheker et al., 2023). Zudem wurde nachgewiesen, dass Borkenkäfer epidemien durch Stürme oder Dürreperioden ausgelöst werden (Biedermann et al., 2019; Hlásny et al., 2021). Solche Störungen wie Stürme und Dürren werden aufgrund des Klimawandels häufiger und intensiver auftreten (Honkaniemi et al., 2020; Stadelmann et al., 2014). Dies spiegelt sich in den Wäldern des Mittellandes wieder, wo vor allem in den letzten 5 Jahren eine starke Zunahme des Fichtenkäferholzes zu verzeichnen ist (Stroheker et al., 2023). Auch im Marteloskop Sihlwald konnte Fichtenkäferholz nachgewiesen werden. Der Grund, weswegen vor allem die Fichte an Grundfläche abgenommen hat, ist, dass sie aufgrund von früheren Bewirtschaftungszielen an verschiedenen Standorten gefördert wurde. Diese befinden sich ausserhalb des natürlichen Verbreitungsgebiet, wodurch die Fichte an diesen Standorten nicht optimal angepasst ist (Honkaniemi et al., 2020; Johann et al., 2004). Zusätzliche Herausforderungen für die Fichte stellen der Klimawandel und die damit verbundenen häufigeren Borkenkäfer epidemien dar (Honkaniemi et al., 2020). Daher stellt sich hier die Frage, ob die Fichte im Marteloskop noch eine Zukunft hat. Dies wird anhand der Langzeitsimulationen untersucht.

Auch die Weisstanne hat mit den Auswirkungen der Trockenheit zu kämpfen, wodurch viele der abgestorbenen Weisstannen im Marteloskop verursacht wurden. Zudem trugen die Tannenkrebse in den

Baumkronen noch weiter zum Absterben der Weisstannen im Marteloskop bei. Bezüglich der Rotbuche im Marteloskop wurden abgestorbene Rotbuchen festgestellt, die auf die Winter-Stürme 2018 zurückzuführen sind. Für den Rückgang der Gemeinen Esche ist das Eschentriebsterben verantwortlich. Das Eschentriebsterben wird durch den Pilz *Hymenoscyphus fraxineus* verursacht, der zu Welkerscheinungen und nekrotischen Borkenläsionen und damit zum Absterben der Bäume führt (Kowalski & Holdenrieder, 2009). Für die Zukunft wird erwartet, dass die Zahl der Eschen im Marteloskop aufgrund des Pilzes weiterhin abnehmen wird, wie dies in der ganzen Schweiz zu beobachten ist (Queloz et al., 2019). Was die Bergulme betrifft, so hatte sie sich in Bezug auf die Stammzahl nicht verändert. Sie hat an Volumen und Grundfläche zugenommen. Es wird jedoch erwartet, dass auch die Bergulmen im Bestand in naher Zukunft auch von der Ulmenwelke betroffen sein werden. Denn in der Schweiz wurde die Befallsintensität der Bergulmen durch die Ulmenwelke als stark befallen eingestuft (Queloz et al., 2019). Die Ulmenwelke wird durch zwei Schlauchpilze *Ophiostoma ulmi* und *Ophiostoma novo-ulmi* ausgelöst, die von Ulmensplintkäfern übertragen werden (Hoegger et al., 1996). Seit 1970 hat sich diese Krankheit in Europa etabliert und epidemieartig ausgebreitet (Nierhaus-Wunderwald & Engesser, 2003).

4.2 Grenzen der Analyse der Bestandesdynamik

Es ist wichtig zu erwähnen, dass diese Bestandesdynamik nicht auf den ganzen Sihlwald übertragen werden kann, sondern nur auf die 1 ha grosse Marteloskopfläche. Um die Ergebnisse auf die Gesamtfläche des Sihlwaldes übertragen zu können, müssen mehrere Teilflächen des Sihlwaldes untersucht werden. Das würde den Rahmen dieser Bachelorarbeit sprengen.

Um genauere Aussagen zur Bestandesdynamik machen zu können, fordert es weitere Inventuren. Denn zwischen den Jahren 2014 und 2022 fehlen Informationen, die die Ursachen der Bestandesdynamik noch detaillierter erklären können. So wäre es möglich, präzise zu bestimmen, wann und welche Bäume abgestorben sind und welches Störungsereignis für ihr Absterben ausschlaggebend war.

Ein weiterer Aspekt, der in dieser Arbeit nicht vollständig berücksichtigt wurde, ist die Strauchschicht. Der Einbezug dieser Schicht wäre vorteilhaft, da diese durch die Beschattung einen Einfluss auf die Verjüngung und damit auf die Bestandesdynamik hat. Darüber hinaus wurde in den Daten die Verjüngung nicht berücksichtigt, da die Kluppschwelle bei 6 cm liegt. Diese fehlenden Daten über die Verjüngung sind essentiell. Denn die Verjüngung ist notwendig, um die nächste Waldgeneration zu ermöglichen (De Lombaerde et al., 2021). Mit diesen Daten kann ein umfassenderes Bild der Waldentwicklung erhalten werden.

Schliesslich ist es wichtig, dass in Zukunft weitere Inventuren durchgeführt werden, um die Bestandesdynamik im Marteloskop weiter zu verfolgen. Diese Inventurdaten helfen, langfristige Trends zu erkennen. Ausserdem können diese Inventurdaten verwendet werden, um Waldsukzessionsmodelle wie ForClim zu testen.

4.3 Reproduktion der Waldstruktur mit ForClim

Ein weiteres Ziel dieser Bachelorarbeit war es, die Fähigkeit von ForClims zu beurteilen, die Waldstruktur des Marteloscops im Jahr 2022 abzubilden. Die Ergebnisse der Bachelorarbeit haben gezeigt, dass es deutliche Unterschiede zwischen den Simulationsergebnissen für das Jahr 2022 und der Inventur 2022 gibt. Insbesondere kurzfristige Prognosen wie die für das Jahr 2022 haben sich als ungenau erwiesen. Für die Fichte wurde für beide Klimaszenarien eine Stammzahl von 58 ermittelt. Dies entspricht mehr als einer Verdoppelung gegenüber der Inventur. Ähnliche Ergebnisse wurden auch für die Weisstanne gefunden. Hier gab es jedoch keine extremen Überschätzungen bezüglich Stammzahl. Bemerkenswert ist auch, dass zwischen den Klimaszenarien im Jahr 2022 und in den Folgejahren keine grossen Unterschiede festzustellen sind. Erst ab 2040 beginnen sich Stammzahl, Grundfläche und Volumen zwischen den Szenarien zu verändern. Diese Simulationsergebnisse zeigen, dass ForClim, die in Kapitel 5.2 beschriebene Mortalität durch Hitze-, Sturm- und Borkenkäferereignisse nur schlecht abbilden kann. In diesem Fall hat ForClim die Mortalität besonders für die Fichte und die Weisstanne unterschätzt.

4.4 Langzeitsimulationen

Das letzte Ziel dieser Bachelorarbeit war es, die Ergebnisse der Langzeitsimulationen auf Plausibilität anhand der Inventurdaten für 2022 zu beurteilen. Die Ergebnisse zeigen, dass die Fichte im Klimaszenario eine geringe Grundfläche im Vergleich zu Rotbuche und Weisstanne aufweist. Sie weist jedoch eine zunehmende Stammzahl auf, was bedeutet, dass die Fichte um 2100 mehrheitlich in den tieferen Durchmesserklassen vertreten ist und gegenüber den anderen Baumarten weniger dominiert. Im Gegensatz dazu zeigt die Simulation ohne Klimawandel, dass die Fichte im Vergleich zum Klimaszenario RCP 8.5 eine grössere Grundfläche und Stammzahl aufweist, was darauf hindeutet, dass die Fichte im Bestand an Dominanz gewonnen hat. Dieser Unterschied zwischen den Klimaszenarien ist plausibel, da die nicht standortangepasste Fichte aufgrund ihres flachen Wurzelsystems empfindlicher auf Dürren und Windwurf reagiert (Honkaniemi et al., 2020). Zudem führen häufigere Störungen wegen dem Klimawandel zu Borkenkäferepidemien, wodurch die Fichte im Bestand weniger verbreitet ist (Honkaniemi et al., 2020; Stadelmann et al., 2014). Die Simulationen liefern daher plausible Ergebnisse, über die Entwicklung der Fichten im Marteloskop.

Interessanterweise zeigt sich, dass die Rotbuche im Vergleich zum Klimaszenario ohne Klimawandel eine leicht höhere Grundfläche und Stammzahl aufweist. Der Unterschied zwischen den Klimaszenarien ist folglich gering. Diese Beobachtung steht im Kontrast zu Forschungsergebnisse, die zeigen, dass die Rotbuche Stresssymptome und Baumschäden aufgrund der Trockenperioden im Sommer 2018 aufweist (Braun et al., 2021; Rukh et al., 2023). Ausserdem zeigen Studien, dass die Rotbuche in Zukunft ihr Verbreitungsgebiet in den höheren Lagen des Hochgebirges ausdehnen wird, während es in tieferen Lagen, z. B. im Mittelland, aufgrund der Konkurrenz mit der wärmeadaptierte Eiche abnehmen wird (E Silva et al., 2012; Machar et al., 2017; Pluess et al., 2016). Eine weitere Studie zeigt, dass die Rotbuche unter dem Klimaszenario RCP 8.5 bis 2100 in Nordosteuropa und in höheren Lagen, insbesondere in den Alpen und Pyrenäen, geeignete Habitate gewinnen, während in Westeuropa der Lebensraum der Rotbuche zurückgehen wird (Saltré et al., 2015). Der Grund für die geringen Unterschiede im Marteloskop Sihlwald ist der mittlere Jahresniederschlag. Dieser liegt bei 1227.8 mm, was bedeutet, dass dieser Standort noch genügend Niederschlag erhält, womit wir einen feuchten Buchenstandort haben. Eine Temperaturerhöhung von 3°C führt bei der Rotbuche zu einer Verschiebung vom optimalen in den suboptimalen Bereich.

Auch bei der Weisstanne wurde festgestellt, dass im Klimaszenario 8.5 die Grundfläche und Stammzahl gegenüber dem Klimaszenario ohne Klimawandel grösser sind. Das bedeutet, dass die Weisstanne im Klimaszenario RCP 8.5 besser aufkommt. Diese Erkenntnis geht mit der Studie von Frank et al. (2017) einher, die zeigt, dass die Weisstanne die Auswirkungen des Klimawandel besser verkraften wird als die Fichte und die Rotbuche. Auch eine weitere Studie zeigt, dass die Weisstanne sich als resilienter und resistenter gegenüber Dürren erweist (Pluess et al., 2016; Saltré et al., 2015).

Bezüglich der Baumarten Bergahorn und Spitzahorn gibt es deutliche Unterschiede zwischen den Klimaszenarien. Im Klimaszenario RCP 8.5 nimmt die Grundfläche und vor allem die Stammzahl des Spitzahorns um 2100 gegenüber dem Szenario ohne Klimawandel zu. Im Klimaszenario ohne Klimawandel ist eine deutliche Zunahme der Grundfläche des Bergahorns zu erkennen. Diese Entwicklung geht auch mit den Erkenntnissen einer Studie einher, die zeigt, dass der Bergahorn aufgrund seiner anfänglich höheren Keimungsrate und seiner grösseren Sämlinge besser mit den Auswirkungen des Klimawandels zurechtkommt als der Bergahorn (Carón et al., 2015).

In beiden Klimaszenarien zeigt sich, dass die Bergulme und die Esche sowohl in Bezug auf die Stammzahl als auch auf der Grundfläche abnehmen, wobei die Bergulme bereits 2022 nicht mehr im Bestand vorhanden ist. Im Klimaszenario ohne Klimawandel ist die Esche um 2100 im Bestand vorhanden, während sie im Klimaszenario RCP 8.5 fast vollständig fehlt. Der Rückgang der Esche und Bergulme sind auf das Eschentriebsterben und Bergulmentriebsterben zurückzuführen. Diese Beobachtungen decken sich auch mit den aktuellen Entwicklungen, wo in der ganzen Schweiz ein Rückgang der Eschen- und Ulmenpopulation zu verzeichnen ist (Queloz et al., 2019). Damit erscheint das Erlebnis in diesem Kontext als plausibel. Die Tatsache, dass die Esche unter dem Klimaszenario RCP 8.5 stärker zurückgegangen ist, widerspricht den Erwartungen. Denn die Trockenheitstoleranz der Esche hätte sie zu einer potentiellen Baumart für die Bewältigung der Klimaerwärmung und der damit verbundenen Trockenheit gemacht (Scherrer et al., 2011; Vacek et al., 2017).

Hinsichtlich der Stammzahlverteilung ist zu erkennen, dass für das Klimaszenario RCP 8.5 die Stammzahlverteilung nicht einem umgekehrten J entspricht, während dies beim Klimaszenario ohne Klimawandel nicht der Fall ist. Die Ergebnisse zeigen auch, dass im Vergleich zu ohne Klimawandel mehr Bergahorn, Spitzahorn, Rotbuche und Weisstanne in den unteren Durchmesserklassen zu finden sind. Die Fichte hingegen ist im Klimaszenario ohne Klimawandel in den unteren Durchmesserklassen vertreten.

Darüber hinaus wäre es interessant zu untersuchen, inwieweit ForClim in der Lage ist, akkurate Langzeitsimulationen zu erstellen. Dies erfordert jedoch zusätzliche Inventurdaten in späteren Jahren, um die Genauigkeit der Simulationen evaluieren zu können. Eine weitere Erhebung von Inventuren über mehrere Jahre ist daher notwendig.

4.5 Grenzen der Simulationen

Die Ergebnisse zeigen, dass ForClim die Mortalität von Bäumen aufgrund von Störungsereignissen im Zeitraum 2018-2022 schlecht vorhersagen kann. Die Mortalität wurde in dieser kurzfristigen Prognose unterschätzt. Das hat damit zu tun, dass kurzfristige Prognosen wie die von 2022 für ForClim zu kurz sind. Dies wird auch in dem Paper von Thürig und Bugmann (2020) deutlich, das zeigt, dass ForClim für Simulationszeiträume zwischen 50 und 10'000 Jahren geeignet ist. Kürzere Simulationszeiträume sind für ForClim nicht geeignet, da ForClim plötzlich auftretende Baumsterbeereignisse von Störungen wie Borkenkäferausbrüche oder Brände, die sehr schnell innerhalb von Tagen bis Jahren ablaufen, schlecht abbilden kann (Seidl et al., 2017).

Zudem wurde in dieser Bachelorarbeit nur auf die Baumarten fokussiert. So wurden Straucharten wie Schwarzer Holunder und Gemeiner Hasel in der Simulation nicht berücksichtigt. Dies kann zu systematischen Verzerrungen der Simulationsergebnisse und damit unvollständigen Darstellungen der Bestandesdynamik führen. Inwieweit sich dies auf die Simulation auswirkt, bedarf weiterer Untersuchungen, die den Rahmen dieser Bachelorarbeit sprengen würden.

Ein weiterer zu berücksichtigender Faktor ist der Einfluss des Verbisses. In ForClim ist der Verbiss einer von mehreren Faktoren, die die Etablierung von Sämlingen beeinflussen. Um präzisere Simulationsergebnisse zu erhalten, benötigt es standortspezifische Informationen über die Verbiss-Situation im Sihlwald. Anhand dieser Information kann der Parameter $kBrPr$, der die Intensität des Verbiss für den Standort beschreibt, angepasst werden (Forest Ecology Group, 2019).

Abschliessend ist es wichtig zu erwähnen, dass es sich hier um ein Modell handelt, das versucht, eine Vorhersage über die Entwicklung des Marteloskops zu machen. Die Ergebnisse sollten mit Vorsicht genossen werden, da Modelle eine vereinfachte Darstellung von etwas Komplexem in der Realität sind. Das bedeutet aber nicht, dass die Ergebnisse falsch sind. Die Ergebnisse können wertvolle Erkenntnisse liefern. Sie können als Grundlage für die Entwicklung zukünftiger Waldbewirtschaftungsstrategien unter dem Einfluss des Klimawandels dienen.

5 Schlussfolgerungen

Die Analyse der Inventuren hat gezeigt, dass sich im Zeitraum 2014 bis 2022 deutliche Veränderungen ergeben haben. Insgesamt ist ein Rückgang der Stammzahl, der Grundfläche und des Volumens zu verzeichnen. Dieser Rückgang betrifft vor allem die Fichte. Aber auch andere Baumarten haben abgenommen. Dieser Rückgang ist auf die Störungsereignisse in den Jahren 2018 bis 2022 zurückzuführen (Stroheker et al., 2023). Vor allem die Hitzeperioden 2018 und 2019 und der damit verbundene Borkenkäferbefall sind für den Rückgang der Fichte im Marteloskop verantwortlich (Allen et al., 2015; Biedermann et al., 2019). Dies verdeutlicht den Einfluss von Störungen auf die Artenzusammensetzung und Bestandesstruktur. Auch in den Langzeitsimulationen zeigen sich für die Fichte ähnliche Trends. So weist die Fichte unter dem Klimaszenario RCP 8.5 eine geringere Grundfläche und Stammzahl auf als unter dem Szenario ohne Klimawandel. Bei der Buche gibt es keine grossen Unterschiede zwischen den Klimaszenarien. Grund dafür ist die jährliche Niederschlagssumme, die zwischen 1300 und 1400 mm liegt. Dies bedeutet, dass der Standort über genügend Niederschlag verfügt, so dass die Buche weiterhin dominieren kann. Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die Simulationen plausible Ergebnisse für die Entwicklung des Marteloskops bis zum Jahr 2100 liefern. Die Unterschiede zwischen den Klimaszenarien spiegeln die unterschiedlichen Einflüsse des Klimawandel auf den Bestand wider.

In Bezug auf die Fähigkeit von ForClim, die beobachteten Bestandesstruktur von 2022 abzubilden, erwiesen sich die Prognosen als ungenau. Interessant ist auch, dass es zunächst kaum Unterschiede zwischen den Klimaszenarien gibt. Erst ab 2030 werden die Unterschiede zwischen den Klimaszenarien deutlicher. Diese Ergebnisse deuten darauf hin, dass ForClim Schwierigkeiten hat, die Mortalität durch kurzzeitige Störungen wie sie in den Jahren 2018-2022 aufgetreten sind, korrekt zu simulieren. Das bedeutet, dass ForClim für kurze Simulationszeiträume nicht geeignet ist. Auch unerwartete Baumsterbeereignisse aufgrund von Störungen wie Borkenkäferepidemien können mit ForClim nicht gut erfasst werden.

Dennoch zeigt die Bachelorarbeit, dass ForClim in der Lage ist, plausible Vorhersagen über die Bestandesentwicklung zu treffen, wie die Langzeitsimulation des Marteloskops zeigt. Die Ergebnisse der Langzeitsimulationen tragen zum Verständnis des Einflusses von Störungen auf die Baumartenzusammensetzung und die Waldstruktur bei. Dadurch können die Auswirkungen des Klimawandels auf den Wald verstanden werden. Anhand dieser Erkenntnisse können Bewirtschaftungsstrategien entwickelt werden, die es ermöglichen, die ökologischen, ökonomischen und sozialen Funktionen der Wälder zu erfüllen. Für weitere Untersuchungen wäre ein Vergleich der Langzeitsimulationen mit den Daten von Inventuren interessant, um die Genauigkeit von ForClim nicht nur kurz-, sondern auch langfristig zu testen. Es wäre wichtig, in den späteren Jahren weitere Inventuren durchzuführen und kontinuierlich Daten zu sammeln. Damit können nicht nur die Aussagen der Simulationen überprüft und die Modelle verbessert werden, sondern auch die zukünftige Entwicklung des Bestandes verfolgt werden.

Danksagung

Ich möchte mich herzlich bei meinem Betreuer, Mathieu Levesque, bedanken. Er hat Zeit und Mühe investiert, um mich während meiner Bachelorarbeit zu unterstützen, sei es bei inhaltlichen Fragen oder beim Programmieren. Mein Dank geht auch an Gina Marano, die uns ihr R-Skript zur Verfügung gestellt hat und uns bei Fragen gerne zur Verfügung stand. Bedanken möchte ich mich auch bei Thibault Lachat und Elias Liniger, die die Inventuren erhoben haben. Ebenso gilt mein Dank meinem Freund Clemens Keusch, der mich durch den Prozess des Programmierens, Analysierens und Schreibens mental unterstützt hat. Zum Schluss möchte ich mich gerne bei Christian bedanken für sein wertvolles Korrekturlesen.

Referenzen

- Allen, C. D., Breshears, D. D., & McDowell, N. G. (2015). On underestimation of global vulnerability to tree mortality and forest die-off from hotter drought in the Anthropocene. *Ecosphere*, 6(8), art129. <https://doi.org/10.1890/ES15-00203.1>
- Biedermann, P. H. W., Müller, J., Grégoire, J.-C., Gruppe, A., Hagge, J., Hammerbacher, A., Hofstetter, R. W., Kandasamy, D., Kolarik, M., Kostovcik, M., Krokene, P., Sallé, A., Six, D. L., Turrini, T., Vanderpool, D., Wingfield, M. J., & Bässler, C. (2019). Bark Beetle Population Dynamics in the Anthropocene: Challenges and Solutions. *Trends in Ecology & Evolution*, 34(10), 914–924. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2019.06.002>
- Bircher, N., Cailleret, M., & Bugmann, H. (2015). The agony of choice: Different empirical mortality models lead to sharply different future forest dynamics. *Ecological Applications*, 25(5), 1303–1318. <https://doi.org/10.1890/14-1462.1>
- Botkin, D., Wallis, J., & Janak, J. (1972). Some Ecological Consequences of a Computer Model of Forest Growth. *JOURNAL OF ECOLOGY*, 60(3), 849-. <https://doi.org/10.2307/2258570>
- Brändli, K., Stillhard, J., Hobi, M., & Brang, P. (2020). *Waldinventur 2017 im Naturerlebnispark Sihlwald* (93; S. 52). Eidg. Forschungsanstalt WSL.
- Braun, S., Hopf, S.-E., Tresch, S., Remund, J., & Schindler, C. (2021). 37 Years of Forest Monitoring in Switzerland: Drought Effects on *Fagus sylvatica*. *Frontiers in Forests and Global Change*, 4. <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/ffgc.2021.765782>
- Bugmann, H. (1994). *On the ecology of mountainous forests in a changing climate: A simulation study* [Doctoral Thesis, ETH Zurich]. <https://doi.org/10.3929/ethz-a-000946508>
- Bugmann, H. (2001). A comparative analysis of forest dynamics in the Swiss Alps and the Colorado Front Range. *Forest Ecology and Management*, 145(1), 43–55. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00573-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00573-9)
- Buras, A., Rammig, A., & Zang, C. S. (2020). Quantifying impacts of the 2018 drought on European ecosystems in comparison to 2003. *Biogeosciences*, 17(6), 1655–1672. <https://doi.org/10.5194/bg-17-1655-2020>

- Carón, M. M., De Frenne, P., Brunet, J., Chabrierie, O., Cousins, S. a. O., De Backer, L., Decocq, G., Diekmann, M., Heinken, T., Kolb, A., Naaf, T., Plue, J., Selvi, F., Strimbeck, G. R., Wulf, M., & Verheyen, K. (2015). Interacting effects of warming and drought on regeneration and early growth of *Acer pseudoplatanus* and *A. platanoides*. *Plant Biology*, *17*(1), 52–62. <https://doi.org/10.1111/plb.12177>
- Commarmot, & Schmidt, R. (2011). *Waldreservate: 50 Jahre natürliche Waldentwicklung in der Schweiz* (S. 94–107). Eidg. Forschungsanstalt WSL.
- Dale, V. H., Joyce, L. A., McNulty, S., Neilson, R. P., Ayres, M. P., Flannigan, M. D., Hanson, P. J., Irland, L. C., Lugo, A. E., Peterson, C. J., Simberloff, D., Swanson, F. J., Stocks, B. J., & Wotton, B. M. (2001). Climate Change and Forest Disturbances: Climate change can affect forests by altering the frequency, intensity, duration, and timing of fire, drought, introduced species, insect and pathogen outbreaks, hurricanes, windstorms, ice storms, or landslides. *BioScience*, *51*(9), 723–734. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0723:CCAFD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0723:CCAFD]2.0.CO;2)
- De Lombaerde, E., Baeten, L., Verheyen, K., Perring, M. P., Ma, S., & Landuyt, D. (2021). Understorey removal effects on tree regeneration in temperate forests: A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, *58*(1), 9–20. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13792>
- Desprez-Loustau, M.-L., Marçais, B., Nageleisen, L.-M., Piou, D., & Vannini, A. (2006). Interactive effects of drought and pathogens in forest trees. *Annals of Forest Science*, *63*(6), 597–612. <https://doi.org/10.1051/forest:2006040>
- E Silva, D., Rezende Mazzella, P., Legay, M., Corcket, E., & Dupouey, J. L. (2012). Does natural regeneration determine the limit of European beech distribution under climatic stress? *Forest Ecology and Management*, *266*, 263–272. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.11.031>
- Forest Ecology Group. (2019). *ForClim Documentation: Release 4.0*.
- Forest Ecology Group. (2021). *FORCLIM User's Guide version 4.0.1: Preliminary version for QVD 2021 lecture*.
- Frank, A., Howe, G. T., Sperisen, C., Brang, P., Clair, J. B. St., Schmatz, D. R., & Heiri, C. (2017). Risk of genetic maladaptation due to climate change in three major European tree species. *Global Change Biology*, *23*(12), 5358–5371. <https://doi.org/10.1111/gcb.13802>
- Franklin, J., Swanson, F., Harmon, M., Perry, D., Spies, T., Dale, V., Mckee, A., Ferrell, W., Means, J., Gregory, S., Lattin, J., Schowalter, T., & Larsen, D. (1991). Effects of Global Climatic-Change

- on Forests in Northwestern North-America. *NORTHWEST ENVIRONMENTAL JOURNAL*, 7(2), 233–254.
- Hiltner, U. (2022). *Gap model lab: How to simulate with ForClim using R?* <https://ites-fe.ethz.ch/open-access/products/forcim>
- 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. *Current Forestry Reports*, 7(3), 138–165. <https://doi.org/10.1007/s40725-021-00142-x>
- Hoegger, P. J., Binz, T., & Heiniger, U. (1996). Detection of genetic variation between *Ophiostoma ulmi* and the NAN and EAN races of *O. novo-ulmi* in Switzerland using RAPD markers. *European Journal of Forest Pathology*, 26(2), 57–68. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0329.1996.tb00710.x>
- Honkaniemi, J., Rammer, W., & Seidl, R. (2020). Norway spruce at the trailing edge: The effect of landscape configuration and composition on climate resilience. *Landscape Ecology*, 35(3), 591–606. <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00964-y>
- Johann, E., Agnoletti, M., Axelsson, A.-L., Bürgi, M., Östlund, L., Rochel, X., Schmidt, U. E., Schuler, A., Skovsgaard, J. P., & Winiwarter, V. (2004). History of Secondary Norway Spruce Forests in Europe. In *Norway Spruce Conversion* (S. 25–62). Brill. https://doi.org/10.1163/9789047412908_006
- Keane, R. E., Austin, M., Field, C., Huth, A., Lexer, M. J., Peters, D., Solomon, A., & Wyckoff, P. (2001). Tree Mortality in Gap Models: Application to Climate Change. *Climatic Change*, 51(3), 509–540. <https://doi.org/10.1023/A:1012539409854>
- Kowalski, T., & Holdenrieder, O. (2009). Pathogenicity of *Chalara fraxinea*. *Forest Pathology*, 39(1), 1–7. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0329.2008.00565.x>
- Kramer, H., & Akca, A. (1995). *Leitfaden zur Waldmesslehre* (3. Aufl.). J. D. Sauerländer's Verlag.
- Machar, I., Vlckova, V., Bucek, A., Vozenilek, V., Salek, L., & Jerabkova, L. (2017). Modelling of Climate Conditions in Forest Vegetation Zones as a Support Tool for Forest Management Strategy in European Beech Dominated Forests. *Forests*, 8(3), Article 3. <https://doi.org/10.3390/f8030082>
- Meusburger, K., Gharun, M., & Walthert, L. (2022). *Envidat*. Water availability of Swiss forests during the 2015 and 2018 droughts. <https://envidat.ch/#/metadata/water-availability-of-swiss-forests-during-the-2015-and-2018-droughts>

- NCCS, N. C. for C. S. (2019, März 1). *Was sind Emissionsszenarien?* <https://www.nccs.admin.ch/nccs/de/home/klimawandel-und-auswirkungen/grundlagen-zum-klima/was-sind-emissionsszenarien-.html>
- Nierhaus-Wunderwald, D., & Engesser, R. (2003). *Ulmenwelke. Biologie, Vorbeugung und Gegenmassnahmen—Publikationen—WSL* (Merkblatt für die Praxis 20, S. 6). Eidg. Forschungsanstalt WSL. <https://www.wsl.ch/de/publikationen/ulmenwelke-biologie-vorbeugung-und-gegenmassnahmen.html>
- Pluess, A. R., Augustin, S., Brang, P., & Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (Hrsg.). (2016). *Wald im Klimawandel: Grundlagen für Adaptionsstrategien* (1. Auflage). Haupt Verlag.
- Queloz, V., Forster, B., Beenken, L., Stroheker, S., Odermatt, O., Meyer, J. B., Dubach, V., & Hölling, D. (2019). *Waldschutzüberblick 2018—Publikationen—WSL* (79). Eidg. Forschungsanstalt WSL. <https://www.wsl.ch/de/publikationen/waldschutzueberblick-2018.html>
- R Core Team. (2021). *R: A Language and Environment for Statistical Computing* [Software].
- Rathgeb, U., Bürgi, M., & Wohlgemuth, T. (2020). Waldschäden wegen Dürre von 1864 bis 2018 in der Schweiz und insbesondere im Kanton Zürich. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 171(5), 249–256. <https://doi.org/10.3188/szf.2020.0249>
- Rohner, B., Kumar, S., Liechti, K., Gessler, A., & Ferretti, M. (2021). Tree vitality indicators revealed a rapid response of beech forests to the 2018 drought. *Ecological Indicators*, 120, 106903. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106903>
- Rukh, S., Sanders, T. G. M., Krüger, I., Schad, T., & Bolte, A. (2023). Distinct Responses of European Beech (*Fagus sylvatica* L.) to Drought Intensity and Length—A Review of the Impacts of the 2003 and 2018–2019 Drought Events in Central Europe. *Forests*, 14(2), Article 2. <https://doi.org/10.3390/f14020248>
- Saltré, F., Duputié, A., Gaucherel, C., & Chuine, I. (2015). How climate, migration ability and habitat fragmentation affect the projected future distribution of European beech. *Global Change Biology*, 21(2), 897–910. <https://doi.org/10.1111/gcb.12771>
- Scherrer, D., Bader, M. K.-F., & Körner, C. (2011). Drought-sensitivity ranking of deciduous tree species based on thermal imaging of forest canopies. *Agricultural and Forest Meteorology*, 151(12), 1632–1640. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2011.06.019>

- Schnabel, F., Purruicker, S., Schmitt, L., Engelmann, R. A., Kahl, A., Richter, R., Seele-Dilbat, C., Skidadaresis, G., & Wirth, C. (2022). Cumulative growth and stress responses to the 2018–2019 drought in a European floodplain forest. *Global Change Biology*, *28*(5), 1870–1883. <https://doi.org/10.1111/gcb.16028>
- Schuldt, B., Buras, A., Arend, M., Vitasse, Y., Beierkuhnlein, C., Damm, A., Gharun, M., Grams, T. E. E., Hauck, M., Hajek, P., Hartmann, H., Hiltbrunner, E., Hoch, G., Holloway-Phillips, M., Körner, C., Larysch, E., Lübke, T., Nelson, D. B., Rammig, A., ... Kahmen, A. (2020). A first assessment of the impact of the extreme 2018 summer drought on Central European forests. *Basic and Applied Ecology*, *45*, 86–103. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2020.04.003>
- Seidl, R., Thom, D., Kautz, M., Martin-Benito, D., Peltoniemi, M., Vacchiano, G., Wild, J., Ascoli, D., Petr, M., Honkaniemi, J., Lexer, M. J., Trotsiuk, V., Mairota, P., Svoboda, M., Fabrika, M., Nagel, T. A., & Reyer, C. P. O. (2017). Forest disturbances under climate change. *Nature Climate Change*, *7*(6), Article 6. <https://doi.org/10.1038/nclimate3303>
- Stadelmann, G., Bugmann, H., Wermelinger, B., & Bigler, C. (2014). Spatial interactions between storm damage and subsequent infestations by the European spruce bark beetle. *Forest Ecology and Management*, *318*, 167–174. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.01.022>
- Stroheker, S., Blaser, S., & Queloz, V. (2023). Leichte Zunahme von Buchdrucker-Befallsherden. *Waldschutz aktuell* 1/2023. <https://www.wsl.ch/de/publikationen/default-4259a02d98.html>
- Sturrock, R. N., Frankel, S. J., Brown, A. V., Hennon, P. E., Kliejunas, J. T., Lewis, K. J., Worrall, J. J., & Woods, A. J. (2011). Climate change and forest diseases. *Plant Pathology*, *60*(1), 133–149. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3059.2010.02406.x>
- Teich, M., Giunta, A. D., Hagenmuller, P., Bebi, P., Schneebeli, M., & Jenkins, M. J. (2019). Effects of bark beetle attacks on forest snowpack and avalanche formation – Implications for protection forest management. *Forest Ecology and Management*, *438*, 186–203. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.01.052>
- Thornton, P. E., Running, S. W., & White, M. A. (1997). Generating surfaces of daily meteorological variables over large regions of complex terrain. *Journal of Hydrology*, *190*(3), 214–251. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(96\)03128-9](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(96)03128-9)

- Thrippleton, T., Hülsmann, L., Cailleret, M., & Bugmann, H. (2020). Projecting Forest Dynamics Across Europe: Potentials and Pitfalls of Empirical Mortality Algorithms. *Ecosystems*, 23(1), 188–203. <https://doi.org/10.1007/s10021-019-00397-3>
- Thürig, E., & Bugmann, H. (2020). Modelle? Brauche ich nicht. Modellieren? Tue ich nicht – oder vielleicht doch? *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 171(3), 110–115. <https://doi.org/10.3188/szf.2020.0110>
- Vacek, Z., Vacek, S., Bulušek, D., Podrázský, V., Remeš, J., Král, J., & Putalová, T. (2017). Effect of fungal pathogens and climatic factors on production, biodiversity and health status of ash mountain forests. *Dendrobiology*, 77, 161–175. <https://doi.org/10.12657/denbio.077.013>
- Wehrli, A., Zingg, A., Bugmann, H., & Huth, A. (2005). Using a forest patch model to predict the dynamics of stand structure in Swiss mountain forests. *Forest Ecology and Management*, 205(1), 149–167. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.10.043>



Declaration of originality

The signed declaration of originality is a component of every semester paper, Bachelor's thesis, Master's thesis and any other degree paper undertaken during the course of studies, including the respective electronic versions.

Lecturers may also require a declaration of originality for other written papers compiled for their courses.

I hereby confirm that I am the sole author of the written work here enclosed and that I have compiled it in my own words. Parts excepted are corrections of form and content by the supervisor.

Title of work (in block letters):

Auswirkungen von Störungen auf die Bestandesdynamik im Waldreservat Sihlwald: Vergleich von Inventurdaten und ForClim-Simulationen

Authored by (in block letters):

For papers written by groups the names of all authors are required.

Name(s):

Wüthrich

First name(s):

Lara

With my signature I confirm that

- I have committed none of the forms of plagiarism described in the '[Citation etiquette](#)' information sheet.
- I have documented all methods, data and processes truthfully.
- I have not manipulated any data.
- I have mentioned all persons who were significant facilitators of the work.

I am aware that the work may be screened electronically for plagiarism.

Place, date

20.08.2023

Signature(s)

For papers written by groups the names of all authors are required. Their signatures collectively guarantee the entire content of the written paper.