

Von: Jonas Fiedler

geboren am: 10.07.1997

in: Stollberg

wurde der Fakultät Umweltwissenschaften
der Technischen Universität Dresden im Master-Studiengang „Forstwissenschaften“

zur Erlangung des akademischen Grades

Master of Science (M.Sc.)

die Masterarbeit mit dem Thema:

**„Überführung von Fichtenreinbeständen in Bergmischwälder zum Anfassen:
Anlage, Auswertung und Auszeichnung einer Marteloskop-Sequenz im Erzgebirge“**

vorgelegt.

Tag der Einreichung:

Verantwortliche/r: Prof. Dr. Marieke van der Maaten-Theunissen (Hochschullehrer/in)

M. Sc. Andreas Schuck (Betreuer/in)

Institut: Institut für Waldwachstum und forstliche Informatik

Professur: Professur für Waldwachstum und Produktion von Holzbiomasse

Für die Ausleihe zugelassen/nicht zugelassen

Tharandt, den

.....

Vorsitzender des Prüfungsausschusses

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich mich bei allen bedanken, die in irgendeiner Weise zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben.

Großer Dank gebührt Frau Prof. Marieke van der Maaten-Theunissen für die Ermöglichung des Themas, kritische Gedankenanstöße bei Flächenbegängen vor Ort und für die unbürokratische, persönliche Betreuung auch in Corona-Zeiten oder schnell über das liebgewonnene „Slack“.

Dem Beispielrevierleiter Andreas Pommer möchte ich für seine unverwechselbare, permanente Begleitung der Arbeit im gesamten Entstehungsprozess meine ewige Dankbarkeit aussprechen. Sein übermenschliches Engagement für den Wald, haben mir nicht nur die Jagdhütte, sondern vor allem meine Begeisterung für Mikrohabitate angeheizt. Ich danke u. a. für schnellste Lieferungen von Langzeitfarbe, Bergung von Fahrzeugen und vielseitigste Wissensvermittlung. „Cool bleiben!“

Ohne die Experten des EFI, Andreas Schuck und Sergey Zudin, wäre ich wohl aufgeschmissen gewesen. Ich danke Andreas für etliche Telefonjoker im Wald und Ratschläge, um die Marteloskope nicht zu sehr zu verkopfen. Für einen ganzheitlichen technischen Support per Videokonferenz aus Finnland möchte ich Sergey danken.

Ich danke meinem Ökonomie-Kumpel Eric Kretzschmer für jeden helfenden praktischen Handgriff von früh bis spät auf den Flächen. Ich hoffe, dass sich das Sägen, Messen und Bäume begutachten auch für dich als Wissenszugewinn „rentiert“ hat. Ich danke meiner sehr guten Freundin Zoe Ropella gleichermaßen für ihre Schaffenskraft bei den Feldaufnahmen und ihren allumfassenden Beistand. Danke für den schweren Rucksack, den du auf dich genommen hast, um die Tablets durch ganz Deutschland zu transportieren. Du hast nochwas gut.

Meinen beiden besten Freunden Maximilian Naumann und Thomas Hofmann möchte ich als Korrektoren für anregende Kritiken in der Endphase der Arbeit danken. Danke für Orte der Zuflucht, spontane Kuchen-Besuche und eure selbstverständliche 24-stündige Bereitschaft.

Ich danke allen sonstigen Motivatoren, Ideengebernden und besonders den Freiwilligen der Auszeichnungsübung für ihre Zeit, mit kalten Händen einen Tag lang Tablets zu zähmen.

Von ganzem Herzen danke ich meiner Familie. Danke, dass ihr mir dieses Studium überhaupt ermöglicht und ich sorgenfrei verschiedenste fahrbare Untersätze nutzen konnte. Noch mehr aber danke ich euch für die immerwährende, tiefgängige Motivation und den Glauben an mich und mein Projekt.

Zusammenfassung

Naturgemäße Waldwirtschaft erhält und verbessert ganzheitlich die vielfältigen ökonomischen, ökologischen und sozio-kulturellen Leistungen des Waldes. Hierzu müssen vielerorts einschichtige Altersklassenwälder in strukturreiche, ungleichaltrige, gemischte Dauerwälder überführt werden. Oft stehen die Bewirtschaftenden bei der praktischen Umsetzung der Überführung vor waldbaulichen Schwierigkeiten und ökologisch-ökonomischen Zielkonflikten. Dabei werden aufgrund der vorrangig wirtschaftlichen Orientierung beim Auszeichnen oft relevante Strukturen für den Waldnaturschutz, sogenannte Mikrohabitate, entnommen. Marteloskope können als waldbauliche Schulungsflächen für diese Probleme sensibilisieren. Diese sollen daher in den sächsischen Beispielrevieren für integrative naturgemäße Waldwirtschaft (INW) etabliert werden.

Ziel der Arbeit war die Anlage und Auswertung einer Marteloskop-Sequenz zur integrativen Überführung von Fichtenreinbeständen im Beispielrevier Eibenstock. Hierzu wurden insgesamt drei benachbarte Marteloskope in einem Fichtenreinbestand, einem Bestand in der Überführungsphase und dem Zielbild eines Bergmischwaldes aus Rotbuche, Fichte und Weißtanne nach Standards des European Forest Institute (EFI) angelegt. Für jeden Baum wurde der ökonomische Wert (Holzerlös) und ökologische Wert (Habitatwert) ermittelt, mit deren Korrelation waldbauliche Zielkonflikte aufgezeigt wurden. Um die Flächen waldbaulich und aus Sicht des Waldnaturschutzes zu beurteilen, wurde der Einfluss von Baumart und BHD auf Holzerlös, Mikrohabitanzahl und Habitatwert untersucht. Zudem wurde mit einem Übungskonzept eine Auszeichnungsübung mit Forststudierenden, angehenden und erfahrenen Förster:innen durchgeführt und analysiert.

Die meisten Nadelbäume erzielten höhere Holzerlöse, während Laubbäume und Weißtannen viele Mikrohabitate und hohe Habitatwerte besaßen. Mit zunehmenden BHD steigen auf allen Flächen die Holzerlöse und die Anzahl der Mikrohabitate. Für den Habitatwert gilt der positive Zusammenhang nur im Fichtenreinbestand nicht. Es wurde ein Schwellenwert von rund 70 cm BHD gefunden, ab welchem die Habitatwerte und Holzerlöse stark ansteigen. Ab diesem Durchmesser besaß jeder Baum mindestens zwei Mikrohabitate und Wertholzsortimente traten auf. Es kamen BHD-abhängige und -unabhängige Mikrohabitate vor. Mit fortschreitender Überführung wird auf den Marteloskopern der Zusammenhang zwischen Holzerlös und Habitatwert positiver, sodass mehr Konfliktbäume auftauchen. Bei den Auszeichnungsübungen unterschieden sich die Übungsgruppen weder beim Schätzen der Bestandesdaten noch in deren Auszeichnungsverhalten signifikant.

Im Zuge der Überführung von Fichtenreinbeständen im Erzgebirge sollte der Altholzschirm bis deutlich über den Schwellenwert von 70 cm erhalten werden. Um Zielkonflikte zu vermeiden, ist die integrativ naturgemäße Bewirtschaftung so auszurichten, dass ab 70 cm nur noch geldwerte Ausleseebäume und Habitatbäume zu finden sind. Da die dicksten Bäume nicht automatisch die ökologisch wertvollsten waren, sind über das gesamte Durchmesserspektrum hinweg Habitatbäume und Habitatbaumanwärter zu erhalten.

Abstract

Close-to-nature forestry holistically maintains and improves the diverse economic, ecological and socio-cultural services of the forest. To achieve this, in many places even-aged forests must be transformed into structurally rich, uneven-aged, mixed continuous-cover-forests. In the practical implementation of the transformation, the managers are often confronted with silvicultural difficulties and ecological-economic trade-offs. In this process, due to the primarily economic orientation in the tree marking, relevant structures for forest nature conservation, so-called microhabitats, are often removed. Marteloscopes as silvicultural training plots can sensitize for these problems. Therefore, these should be established in the Saxonian role-model precincts for integrative close-to-nature forestry (INW).

The aim of this work was the establishment and evaluation of a marteloscope sequence for the integrative transformation of pure spruce stands in the role-model precinct Eibenstock in the Ore Mountains. For this purpose, three adjacent marteloscopes were established according to standards of the European Forest Institute (EFI) in a pure spruce stand, a stand in the transformation phase, and the target image of a mixed mountain forest of European beech, spruce, and silver fir. For each tree, the economic value (timber value) and ecological value (habitat value) were determined. We revealed silvicultural trade-offs with their correlation. To evaluate the plots from a silvicultural and forest conservation point of view, the influence of tree species and DBH on timber value, microhabitat number and habitat value was investigated. In addition, a tree marking exercise was conducted and analyzed with forestry students, prospective and experienced foresters using an exercise design.

Most of the Conifers achieved higher timber yields, while deciduous trees and silver firs had many microhabitats and high habitat values. With increasing DBH, timber value and the number of microhabitats increase on all plots. For habitat value, an identified positive relationship does not hold in the pure spruce stand. A threshold of about 70 cm DBH was found, above which habitat values and timber values increase strongly. Above this diameter, each tree possessed at least two microhabitats and value wood assortments occurred. DBH-dependent and -independent microhabitats occurred. As the transformation progresses, the relationship between timber value and habitat value becomes more positive on the marteloscopes, so more conflict trees appear. In the tree marking exercises, the exercise groups did not differ significantly in either estimating the stand data or in their marking behavior.

During the transformation of pure spruce stands in the Ore Mountains, the old-growth canopy should be maintained to well above the threshold of 70 cm. To avoid conflicts of objectives, integrative close-to-nature management should be oriented in such a way that above 70 cm only monetary selection trees and habitat trees can be found. Since the thickest trees were not automatically the most ecologically valuable, habitat trees and habitat tree candidates are to be preserved across the entire diameter range.

Inhaltsverzeichnis

I Tabellenverzeichnis	I
II Abbildungsverzeichnis	II
III Abkürzungsverzeichnis	III
1 Einleitung	1
2 Material und Methoden	6
2.1 Standort der Marteloskope	6
2.1.1 Flächenauswahl	6
2.1.2 Lage	6
2.1.3 Klima	8
2.1.4 Standörtliche Gegebenheiten	8
2.1.5 Bestandesbeschreibung	8
2.2 Anlage der Marteloskope	11
2.2.1 Flächenanlage und Erhebung der Basisdaten	11
2.2.2 Ökonomische Bewertung	12
2.2.3 Ökologische Bewertung	14
2.3 Marteloskop-Software	16
2.4 Auszeichnungsübung	17
2.4.1 Übungskonzept	17
2.4.2 Durchführung	18
2.5 Datenanalyse	19
2.5.1 Allgemeine Datenanalyse	19
2.5.2 Berechnung zusätzlicher Parameter	19
2.5.3 Statistische Auswertung	20
3 Ergebnisse	22
3.1 Marteloskope	22
3.1.1 Flächendaten	22
3.1.2 Einfluss der Baumart	28
3.1.3 Einfluss des Brusthöhendurchmessers	36
3.1.4 Zusammenhang zwischen Habitatwert und Holzerlös	40
3.2 Auszeichnungsübungen	43
3.2.2 Schätzwerte	43
3.2.3 Auszeichnungsverhalten	44
4 Diskussion	49
4.1 Methodendiskussion	49
4.1.1 Standort der Marteloskope	49
4.1.2 Anlage der Marteloskope	49
4.1.3 Auszeichnungsübung und Feedbacks	51
4.1.4 Datenanalyse	51

4.2 Ergebnisdiskussion Marteloskope.....	52
4.2.1 Flächendaten	52
4.2.2 Einfluss der Baumart.....	55
4.2.3 Einfluss des BHD	60
4.2.4 Zusammenhang zwischen Habitatwert und Holzerlös	65
4.3 Ergebnisdiskussion Auszeichnungübungen.....	67
4.3.1 Schätzwerte	67
4.3.2 Auszeichnungsverhalten	68
5 Praxisnahe Schlussfolgerung.....	73
Literaturverzeichnis	75
Anhang.....	89
Anhang A – Material und Methoden.....	89
Anhang B – Ergebnisse Marteloskope	101
Anhang C – Ergebnisse Schätzwerte	105
Anhang D – Ergebnisse Auszeichnungsübung	108
Anhang E – Ergebnisse U-Tests.....	112
Anhang F – Ergebnisse Korrelationsanalyse	115
Anhang G – Einflussfaktoren Mikrohabitatanzahl nach GROßMANN und PYTTEL (2019).....	117

I Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Übersicht weiterer berechneter Kenngrößen zur Auswertung der Flächen- und Auszeichnungsergebnisse	19
Tabelle 2:	Übersicht der genutzten Signifikanzniveaus im Vergleich mit <i>p</i> -value bzw. Irrtumswahrscheinlichkeiten	21
Tabelle 3:	wesentliche Flächendaten der drei Marteloskope unterteilt nach Baumart und Status der Bäume	22
Tabelle 4:	prozentuales Vorkommen von Mikrohabitaten (≥ 1 Mikrohabitat am Baum) nach Baumarten für die drei Marteloskope und über alle Flächen. Die Anteile umfassen die erfassten Mikrohabitats aller lebenden und toten Bäume.	27
Tabelle 5:	summierte, durchschnittliche und anteilige Holzerlöse (HE) der Marteloskope nach Baumarten gelistet	28
Tabelle 6:	summierte, durchschnittliche und anteilige Mikrohabitatanzahlen (TreMs) und Habitatwerte (HW) der Marteloskope nach Baumarten	33
Tabelle 7:	zehn ökonomisch wertvollste lebende Bäume der drei Marteloskope mit deren Kenndaten. Orange gekennzeichnete Individuen überschneiden sich mit den zehn ökologisch wertvollsten Bäumen. HE = Holzerlös, HW = Habitatwert, TreMs = Anzahl der Mikrohabitats	41
Tabelle 8:	zehn ökologisch wertvollste lebende Bäume der drei Marteloskope mit deren Kenndaten. Orange gekennzeichnete Individuen überschneiden sich mit den zehn ökologisch ökonomisch Bäumen. HE = Holzerlös, HW = Habitatwert, TreMs = Anzahl der Mikrohabitats	42

II Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Lage der drei Marteloskopflächen Ausgangssituation (Abt. 138), Bergmischwald (Abt. 137) und Überführung (Abt. 136) zueinander im Revier Eibenstock. Die südwestlichsten Eckpunkte der Marteloskopflächen sind: Abt. 138: 50°28'03.2"N 12°33'00.5"E; Abt. 137: 50°28'05.1"N 12°33'21.1"E; Abt. 136: 50°28'11.1"N 12°33'38.9"E	7
Abbildung 2:	Stammfußkarten der Abteilungen 138, 136 und 137 (von oben nach unten). Die Punktdurchmesser wurden proportional zum BHD gewählt. Schwarze Punkte sind tote Baumkörper. Zur besseren Sichtbarkeit wurde Abteilung 136 nicht eingenordet und die Trapezform in Abteilung 137 belassen. Der Linientyp der Verjüngungspolygone entspricht der Verjüngungsart: Kunstverjüngung (KV) = durchgezogene Linie, Naturverjüngung (NV) = gepunktet. Höhenstufe 1 umfasst Bäume $\leq 1,5$ m, Stufe 2 $\geq 1,5$ m.	24
Abbildung 3:	Stammzahlverteilungen über die BHD-Klassen [cm] der Abteilungen 138, 136 und 137 (von oben nach unten). Schwarze Balken entsprechen den toten Baumkörpern.	26
Abbildung 4:	absolute Holzerlöse [€] pro Baum nach Baumarten für die drei Marteloskope in Abteilung 138, 136 und 137	29
Abbildung 5:	Anteile der Holz-Qualitätsklassen nach Baumarten für die drei Marteloskope in Abteilung 138, 136 und 137	30
Abbildung 6:	relative Häufigkeiten der Mikrohabitatgruppen anhand deren erfassten Anzahlen nach Baumarten für die drei Marteloskope der Abteilung 138, 136 und 137. Die entsprechenden Codes sind im Anhang A - 9 zu finden.	31
Abbildung 7:	Mikrohabitananzahl pro Baum nach Baumarten für die drei Marteloskope der Abteilung 138, 136 und 137	34
Abbildung 8:	Habitatwert [Punkte] pro Baum nach Baumarten für die drei Marteloskope der Abteilung 138, 136 und 137	35
Abbildung 9:	Holzerlös [€] in Abhängigkeit des BHD [cm] nach Baumarten für die drei Marteloskope in Abteilung 138, 136 und 137. Schwarze Punkte sind tote Baumkörper.	36
Abbildung 10:	relatives Vorkommen der Mikrohabitatformen anhand der Anzahlen der Mikrohabitate über die BHD-Klassen [cm] für die drei Marteloskope der Abteilung 138, 136 und 137	37
Abbildung 11:	Anzahl der Mikrohabitate in Abhängigkeit des BHD [cm] nach Baumarten für die drei Marteloskope in Abteilung 138, 136 und 137. Schwarze Punkte sind tote Baumkörper.	38
Abbildung 12:	Boxplots der Mikrohabitananzahl über die BHD-Klassen [cm] aller Baumarten der drei Marteloskope	38
Abbildung 13:	Habitatwerte [Punkte] in Abhängigkeit des BHD [cm] nach Baumarten für die drei Marteloskope in Abteilung 138, 136 und 137. Schwarze Punkte sind tote Baumkörper.	39
Abbildung 14:	Holzerlös [€] in Zusammenhang mit dem Habitatwert [Punkte] nach Baumarten für die drei Marteloskope in Abteilung 138, 136 und 137. Schwarze Punkte sind tote Baumkörper.	40
Abbildung 15:	Wertquotienten [€/Punkt] für die ausgewählten ökologisch und ökonomisch wertvollsten Bäume sowie die Konfliktbäume nach Übungsgruppen im Marteloskop der Abteilung 137	44
Abbildung 16:	Entnahmemengen [VFm/ha] nach Übungsgruppen für die Marteloskope der Abteilung 138 und 136	45
Abbildung 17:	durchschnittlich erzielte Festmeterwerte [€/EFm] in Zusammenhang mit der Reduktion der Habitatwerte [Punkte/VFm] nach Übungsgruppen bei den Auszeichnungsübungen für die Marteloskope der Abteilung 138 und 136	46
Abbildung 18:	Ausdünnungstyp in Zusammenhang mit der Ausdünnungsintensität bzw. relativen Grundflächenentnahme nach Übungsgruppen bei den Auszeichnungsübungen für die Marteloskope der Abteilung 138 und 136. Die gestrichelte Linie markiert bei 1,0 die Grenze zwischen Niederdurchforstung ($> 1,0$) und Hochdurchforstung ($< 1,0$).	47
Abbildung 19:	prozentuale Verteilung der gewählten Entnahmegründe nach Übungsgruppe für die Marteloskope der Abteilung 138 und 136	48

III Abkürzungsverzeichnis

A/B/C/D-Holz	Holz der Qualitätsklasse A/B/C/D
Abt.	Abteilung
BHD	Brusthöhendurchmesser (mit Rinde)
BWI	Bundeswaldinventur
EFI	European Forest Institute
EFm	Erntefestmeter ohne Rinde
FmW	Festmeterwert
G	Grundfläche
HE	Holzerlös – ökonomischer Wert
HW	Habitatwert – ökologischer Wert
I+	Integrate+
I+-Manager	Marteloskop-Software zur Verwaltung
I+-Trainer	Marteloskop-Software für den Anwender
INW	integrativ naturgemäße Waldwirtschaft
NG	NG-Verhältnis (Ausdünnungstyp)
RVR	Rahmenvereinbarung für den Rohholzhandel in Deutschland
TreMs	Tree related Microhabitats
VFm	Vorratsfestmeter mit Rinde
WQ	Wertquotient

1 Einleitung

In vielen Teilen Europas ist die naturnahe Waldwirtschaft¹ mittlerweile fest als waldbauliches Leitbild verankert. Mit ihr sollen die bewirtschafteten Waldökosysteme anpassungsfähig und resilient für die steigenden Ansprüche einer wachsenden Weltbevölkerung (MEA 2005) und deren Folgen von stattfindenden Klimaänderungen gemacht werden (BRANG et al. 2014). Naturnahe oder auch naturgemäße Waldwirtschaft versucht die vielfältigen ökonomischen, ökologischen und sozio-kulturellen Leistungen des Waldes ganzheitlich zu erhalten und zu verbessern, indem natürlich ablaufende Prozesse des Waldes nachgeahmt und nachhaltig genutzt werden (SCHÜTZ 1986; LARSEN und NIELSEN 2007; BAUHUS et al. 2013; ANW 2014b; SCHÜTZ et al. 2016). Die entsprechenden naturnahen Bewirtschaftungsprinzipien bringen langfristig strukturreiche, aus kleinflächig nebeneinander angeordneten Entwicklungsphasen des Waldes aufgebaute und aus standortsangepassten Baumarten zusammengesetzte Dauerwälder (nach MÖLLER 1922) hervor (POMMERENING 2004). Ihr stetiger Vorrat (HATT 2019) und ihre konstante Produktivität (PRETZSCH 2019) ermöglichen so eine beständige Erfüllung der Waldfunktionen (KNOKE 2009; UHL et al. 2021).

Es finden sich jedoch vielerorts auch in naturnah wirtschaftenden Betrieben noch gleichaltrige Nadelholzreinbestände, deren Überführung² seit den letzten Jahrzehnten eine zentrale waldbauliche Aufgabe einnimmt (LÖF et al. 2010). Die Überführung beschreibt den Wechsel der Betriebsform vom ein- oder zweischichtigen, schlagweisen Altersklassenwald hin zu einem Dauerwald mit nachhaltig stufiger Bestandesstruktur (KRETSCHMER 2004; LINDER und MARTI 2009; HELLIWELL und WILSON 2012; OESTEN und ROEDER 2012). Nicht zu verwechseln, aber oft in Kombination stattfindend, ist der Begriff der Überführung mit dem des Waldumbaus, welcher einen aktiven Wechsel oder die Anreicherung der Baumarten im Bestand umfasst (OESTEN und ROEDER 2012; BARTSCH et al. 2020). Weiterhin sind kurzfristige Umwandlungen von der mittel- bzw. langfristig angesetzten Überführung abzugrenzen, da bei ihr die aktuelle Bestockung zunächst erhalten und durch angepasste Eingriffe in Dauerwaldstrukturen gelenkt wird (VON GADOW 2005). Der angestrebte langfristige Erhalt des Schirms schließt Überführungsvorhaben daher auf sehr labilen Standorten und in instabilen Beständen überwiegend aus (OESTEN und ROEDER 2012; SBS 2017). Jedoch ist die Überführung neben ihren sich einstellenden Mehrwerten bei erfolgreicher Umsetzung auch problembehaftet aus zweierlei Gründen:

Zum einen gehört die Überführung zu den schwierigsten Planungsaufgaben im Forstbetrieb (OESTEN und ROEDER 2012) und stellt sich auf der operativen Ebene als „zweifello [..] schwierigste und heikelste Phase“ (SCHÜTZ 2002, S.107) hin zu naturnahen Bestandesstrukturen dar. Erfahrungen aus bereits erfolgreich überführten Beständen sind meist nicht ohne weiteres auf die zu überführenden Bestände übertragbar (SCHÜTZ und RÖHNISCH 2003). Je nach Phase der Überführung muss diese strategisch neu gedacht werden (SCHÜTZ 2002). Folglich gibt es kein universelles Überführungskonzept (HANEWINKEL 1997), sondern ein breites Spektrum an theoretischen Strategien, das für viel Interpretations- und Handlungsspielraum sorgt (KRAUS et al. 2016b). Diese vielgestaltigen Vorstellungen, wie etwa von der richtigen Eingriffsstärke, lassen die Überführungsstrategien bisweilen zum stark emotionalen und ideologischen Thema verkommen (DBU 2021). Aufgrund der Langfristigkeit der Strukturierungsbestrebungen gibt es zudem selten eine effektive Erfolgskontrolle (KUNZ 1994; ALBERT und VON GADOW 1998; OESTEN und ROEDER

¹ international: closed-to-nature forestry (CNF), closed-canopy forestry (CCF) oder continuous-cover forestry (CCF)

² international: transformation, älter: conversion

2012; RUTISHAUSER 2015). Durch letztlich falsches Vorgehen, wie etwa einem homogenen Auflichten der Bestände, entstehen oftmals doch wieder nur unerwünschte zweischichtige Bestände (SCHÜTZ und RÖHNISCH 2003). Als ein hilfreiches Mittel zur Überführungskontrolle gelten jedoch unechte Zeitreihen (PRETZSCH 2019: Wuchsreihenkonzepte) von Überführungssituationen meist in Form von Versuchs- und Weiserflächen, auf denen wiederkehrend Kontrollparameter (z.B. Stammzahlverteilung, Vorrat, Verjüngung,...) erfasst werden (OESTEN und ROEDER 2012; PRETZSCH 2019). Zur weiteren Auseinandersetzung mit dem ersten erläuterten Problem der Überführung können die Standardwerke von KUNZ und BÖSCH (1994), AMMON (1995), SCHÜTZ (2002) oder REININGER (2000) empfohlen werden (nach LINDER und MARTI 2009).

Zum zweiten steht die vielfach im Rahmen der Überführung praktizierte naturnahe Wirtschaftsweise der Auslesedurchforstung zur Wertholzerziehung häufig im ökonomisch-ökologischen Zielkonflikt mit dem Waldnaturschutz (NIEDERMANN-MEIER et al. 2010; SCHUCK et al. 2015; KRUMM et al. 2019). Dabei findet im Rahmen einer „Entrümpelung“ nach dem Prinzip „Das Schlechteste fällt zuerst, das Gute bleibt erhalten“ (KRAUS et al. 2016b, S. 35) der Aushieb von zielstarkem unproduktivem Altholz, mehr aber noch von Bäumen geringerer Holzqualität und mitunter auch Totholz statt. Gerechtfertigt wird dieses Vorgehen durch die sich ansonsten direkt oder indirekt einstellenden (teils nur subjektiven) Einkommensverluste durch Nutzungseinschränkungen bzw. weniger zur Verfügung stehender Produktivfläche (KOHLER et al. 2016; MÜLLER et al. 2020b). Diese Tradition des Abwägens zwischen Biodiversitäts- und Einkommenserhalt hat über Jahrzehnte in bewirtschafteten Wäldern, darunter auch vorrangig in naturnah bewirtschafteten Staatswäldern (JOHANN und SCHAICH 2016), zu einer Abnahme der an den entfernten Bäumen vermehrt vorkommenden Baummikrohabitate geführt (WINTER und MÖLLER 2008; BÜTLER und LCHAT 2009; LARRIEU et al. 2012; LARRIEU et al. 2014; SCHUCK et al. 2015; PAILLET et al. 2017). Unter einem Baummikrohabitat (fortan Mikrohabitat oder engl. **T**ree **r**elated **M**icrohabitat = TreM) ist „eine ausgeprägte, gut abgegrenzte Struktur, die an lebenden oder stehenden, abgestorbenen Bäumen vorkommt und die für Arten oder Artengemeinschaften zumindest während eines Teils ihres Lebenszyklus ein besonderes und wesentliches Substrat oder einen Lebensraum darstellt, um sich zu entwickeln, zu ernähren, zu schützen oder zu brüten“ (LARRIEU et al. 2018, S. 195), zu verstehen. Aufgrund der Assoziation vieler Waldarten an Mikrohabitate und die damit verbundene Indikatoreignung von Mikrohabitaten für die Biodiversität (WINTER und MÖLLER 2008; QUARTERONI und BRÄNDLI 2017), wird mit deren waldbaulicher Entnahme auch der Rückgang der Waldartenvielfalt in Bezug gesetzt (KRUMM et al. 2019; BMEL 2021). Diese ist ohne Frage eine Versicherung für die ökologischen Funktionen und die Widerstands- und Anpassungsfähigkeit der Waldökosysteme (BÜTLER et al. 2020a).

Um den bisherigen Verlust durch eine Steigerung der Mikrohabitatdichte zu kompensieren, werden seit der „Ökologisierung des [naturnahen] Waldbaus“ (AMMANN und JUNOD 2021, S. 5; BOLLMANN und BRAUNISCH 2013) gezielt einzelne Habitatbäume, wie zum Beispiel Specht- und Mulmhöhlenbäume, bis Bauminseln, wie etwa eine Gruppe sturmgeschädigter Buchen, mit Mikrohabitatvorkommen dauerhaft erhalten (MÜLLER et al. 2020b; ASBECK et al. 2021). Vielfältige Maßnahmen auf unterschiedlichen räumlichen Ebenen können für eine konstante und notwendige Nachlieferung, der sich meist nur langsam bildenden Mikrohabitate, sorgen (KRAUS et al. 2017; MERGNER 2021). Werden mehrere Bewirtschaftungsinteressen - ökonomische, ökologische und soziale - bei der Bewirtschaftung auf der ein und derselben Waldfläche berücksichtigt, so findet integrative Waldwirtschaft statt (MAIER und WINKEL 2017; AGGESTAM et al. 2020; KRUMM et al. 2020). Die integrative Waldwirtschaft macht es so möglich, die Zielkonflikte zwischen

Waldnaturschutz und Holzproduktion auf gleicher Fläche zu entspannen (AGGESTAM et al. 2020). Nichtsdestotrotz wird die integrative Umsetzung des Waldnaturschutzes in Deutschland stetig kontrovers diskutiert und interpretiert (MAIER und WINKEL 2017; MÜLLER et al. 2020a), vor allem auch in Überführungs- und Dauerwaldbetrieben (GUSTAFSSON et al. 2020). Folglich entscheidet neben bestehenden Umsetzungsdiskrepanzen auf politischer und betrieblicher Ebene (KRAUS und KRUMM 2013) vor allem das Handeln der örtlichen Bewirtschafter:innen über die Umsetzung von integrativen Maßnahmen, wie eben der Ausweisung der Habitatbäume (BÜTLER et al. 2020a; COSYNS et al. 2020). So ist die Denkweise mitteleuropäischer Waldbewirtschafter:innen trotz der in deren Waldbewirtschaftungsethos liegenden Zustimmung zur integrativen Waldbewirtschaftung (MAIER und WINKEL 2017) noch oft von traditionell holzwirtschaftlichen Überlegungen geprägt (VÍTKOVÁ et al. 2018; JOA et al. 2020). Sie besitzen zudem wenige Anhaltspunkte zur konkreten Lösung der ökonomisch-ökologischen Zielkonflikte beispielsweise bei der Habitatbaumwahl (MAIER und WINKEL 2017; COSYNS et al. 2020), was die Notwendigkeit eines Wandels in der forstlichen Kultur hinzu einem zielgerichteten integrativem Handeln offenbart (GUSTAFSSON et al. 2020). Hierzu eignen sich vor allem praxisnahe Auszeichnungübungen und Schulungen im Kontext des integrativen Modells (BÜTLER et al. 2006; AGGESTAM et al. 2020).

Auch im Sächsischen Staatswald gilt die Überführung und der Waldumbau einschichtiger nadelholzdominierter Altersklassenwälder in naturnahe, strukturreiche, gemischte Dauerwälder als waldbauliches Leitbild (SBS 2017, 2019). Auf diesem Weg verfolgt auch der Staatsbetrieb Sachsenforst eine integrative naturgemäße Waldwirtschaft (INW), welche die Belange des Naturschutzes auf der gesamten Waldfläche berücksichtigt, natürliche Prozesse bei der Waldbewirtschaftung gezielt nutzt und die Waldentwicklung aktiv steuert (SBS 2021b). So steht der Staatsbetrieb Sachsenforst gleichermaßen vor den geschilderten Herausforderungen der Überführungen und der Integration des Waldnaturschutzes ins Tagesgeschäft (POMMER 2020), sodass es zur erfolgreichen Umsetzung innovative, gezielte und anpassungsfähige politische Konzepte braucht (AGGESTAM et al. 2020). Hierfür wurden für den Zeitraum 2021 bis 2025 erstmals 13 Beispielreviere für integrative naturgemäße Waldwirtschaft ernannt, welche getreu eines Best-Practice-Ansatzes eine „besondere Vorbildfunktion bei der Umsetzung der Grundsätze der INW übernehmen“ (SBS 2021b, S. 3). Hiermit kommt der Staatsbetrieb auch den im Sächsischen Waldgesetz geforderten Modellbetrieben für naturgemäße Waldwirtschaft nach (§ 45 Abs. 4 S. 2 SächsWaldG) und schafft so einen praxisnahen Rahmen für Fortbildungen zum Thema der INW in Form von Workshops oder Exkursionen (SBS 2021b). Für diese Zwecke nutzt der Staatsbetrieb Sachsenforst bereits erfolgreich waldbauliche Schulungsflächen, deren Angebot systematisch ausgebaut werden soll (MARTENS 2018). Hierfür sollen als Ausbildungs- und Schulungsgrundlage vornehmlich in den ernannten Beispielrevieren Marteloskope angelegt werden (SELTMANN et al. 2021).

Unter einem Marteloskop versteht man einen meist 1 Hektar großen eingemessenen Waldbestand, in dem alle Bäume ab einem Brusthöhendurchmesser von 7,5 cm nummeriert und mit deren exakten Stammfußpunkten kartiert sind. Für jeden Baum wird neben der Erfassung der waldbaulichen Kenngrößen (z. B. Baumart, BHD, Höhe, Kronenansatz) auch eine ökonomische und ökologische Bewertung durchgeführt (SCHUCK et al. 2015; KRAUS et al. 2016b). Die ökonomische Bewertung erfolgt klassisch in Form einer Stehendsortierung zur Ermittlung von Holzerlösen bzw. Holzwerten zwischen den Baumindividuen. Die ökologische Bewertung unterscheidet Marteloskope von geläufigen waldbaulichen Übungsflächen, indem die vorkommenden Mikrohabitate inventarisiert werden und damit ein ideeller Habitatwert berechnet wird.

Die Wurzeln der Marteloskope liegen in den 1990er Jahren in französischen Großprivatwäldern, wo auf den eingerichteten Flächen mehr noch forstökonomisch über die optimale waldbauliche Behandlung der Bestände diskutiert wurde (BRUCIAMACCHIE 2005; KRAUS et al. 2018; THORMANN et al. 2019). Das oft noch unbekannte und teils variierende Wort (SOUCY et al. 2016) leitet sich vom französischen „martelo“ (Hammer zum Auszeichnen von Beständen) bzw. „martelage“ (Auszeichnung) und dem griechischen „skopein“ (schauen, betrachten) ab und lässt sich sinngemäß mit „beim Auszeichnen genauer hinschauen“ übersetzen (PYTTEL et al. 2018; MERGNER 2021). Ziel der Flächen ist es vor allem den Blick für Bestandesstrukturen und den jeweiligen ökonomischen oder eher ökologischen Wert des Einzelbaums zu schärfen (KRAUS et al. 2018; MERGNER 2021), um so komplexe forstliche Entscheidungsprozesse zu durchleuchten (PYTTEL et al. 2018). Die in den stattfindenden Schulungen und Auszeichnungsübungen vermittelbaren Themen fallen dank der objektiven Datengrundlage vielfältig aus und reichen von der Diskussion der betrieblichen Überführungsstrategie, über den Försterspaziergang mit Waldbesuchern bis hin zum Dialog verschiedener walddpolitischer Stakeholder (PYTTEL et al. 2018; KRUMM et al. 2019; THORMANN et al. 2019; WENDLANDT 2019). Kernstück der Marteloskope ist dabei die zugehörige Tabletsoftware, welche ein virtuelles problemorientiertes Auszeichnen der Fläche ermöglicht, durch das direkte Feedback der Ergebnisse unmittelbar einen Lerneffekt erzeugt und den Meinungs austausch in der Gruppe anregt (ZINGG 2005; PICHLER 2009; RUTISHAUSER 2015; SOUCY et al. 2016; KRAUS et al. 2018; PYTTEL et al. 2018; JUNOD 2019; THORMANN et al. 2019). Letztlich entsteht zwischen den unterschiedlichen Akteuren gegenseitiges Verständnis und Zielkonflikte können abgemildert werden (PYTTEL et al. 2018; KRUMM et al. 2019). Viele Teilnehmer:innen und Übungsleiter:innen sind positiv vom Schulungskonzept der Marteloskope überzeugt (RUPPERT und ROTHKEGEL 2019), sodass diese einen stetigen Aufschwung erfahren (SOUCY et al. 2016). Die im Rahmen des vom Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) geförderten Ur-Projektes „Integrate+“ angelegten Flächen, sind mittlerweile zu einem Netzwerk aus 158 Flächen in 22 europäischen Ländern angewachsen (EFI 2022). Viele Flächen sind auch im Nachfolgeprojekt „INFORMAR“ entstanden, sodass Sachsen mit 13 Flächen die bundesweit meisten Marteloskope³ zählt (SELTSMANN et al. 2021).

Vor dem Hintergrund des praktischen Bedarfs an zielgerichteten Schulungsflächen in den sächsischen Beispielrevieren für INW widmet sich die vorliegende Arbeit der Anlage und Auswertung von drei Marteloskopen in Form einer Marteloskop-Sequenz (unechte Zeitreihe) zum Thema der integrativen Überführung von Fichtenreinbeständen im Beispielrevier Eibenstock im Forstbezirk Eibenstock. Der Forstbezirk ist bekannt für seinen seit der politischen Wende 1990 erfolgreich in großem Umfang stattfindenden Waldumbau. Dabei wurde seither mit kleinflächig gemischten Vorausverjüngungen und der Überführung zum Leitbild des strukturreichen herzynischen⁴ Bergmischwaldes (vgl. KIENITZ 1936) mit einem hohen Tannenanteil hingearbeitet (SBS 2017; POMMER und BÖHME 2018). Der integrative Ansatz wird weiterhin z.B. mit Sträucherpflanzungen an Waldrändern, der Bachtalrenaturierung und Moorrevitalisierung sowie durch die aktive Anreicherung von Biomasse- und Totholzanteilen umgesetzt (POMMER 2020; SBS 2021b). Von WENDLANDT (2019) wurde im Forstbezirk Eibenstock bereits ein an die Betriebsziele angepasstes Konzept für die langfristige Anlage und Unterhaltung von Marteloskopen erstellt und konkrete Flächeneignungen ausgesprochen.

³ 7 Flächen sind in die Datenbank des EFI eingepflegt, die restlichen Flächen sind in Bearbeitung (SELTSMANN et al. 2021)

⁴ aus Fichte, Rotbuche und Weißtanne bestehende Mischung (SBS 2017)

Unter den genannten Gegebenheiten wird im Rahmen dieser Arbeit eine unechte Zeitreihe in Form einer Marteloskop-Sequenz in insgesamt drei für die Überführung der Fichte (*Picea abies*) repräsentativen Beständen

- eines erzgebirgstypischen zu überführenden Fichtenreinbestandes („Ausgangssituation“),
- eines seit 30 Jahren in der Überführungsphase befindlichen ehemaligen Fichtenreinbestandes („Überführung“) und
- eines zieltypischen strukturreichen Dauerwaldes aus Rotbuche, Weißtanne und Fichte („Bergmischwald“)

angelegt. Die Flächen werden auf ökonomisch-ökologische Zielkonflikte untersucht und deren Entwicklung der Überführung waldbaulich und aus Sicht des Waldnaturschutzes nachvollzogen. Hierfür sollen folgende gängige Hypothesen überprüft werden:

- I Die Laubbaumarten der Marteloskop-Sequenz besitzen höhere ökologische Werte (Habitatwerte), während die Nadelbaumarten höhere ökonomische Werte (Holzerlöse) erzielen (nach FICHTNER 2020).
- II Mit steigendem Brusthöhendurchmesser (BHD) nehmen Holzerlös und Habitatwert der Bäume auf den drei Marteloskopen der Überführungsserie zu (nach FICHTNER 2020).
- III Ab einem BHD von rund 70 cm steigen bei den Bäumen der Marteloskop-Sequenz die Anzahlen an Mikrohabitaten stark an (nach KIEHNE 2015; LARRIEU et al. 2012; GROßMANN 2020). Besonders ab diesem Schwellenwert sind viele potenzielle Habitatbäume vorhanden.
- IV Es gibt einen positiven Zusammenhang zwischen Habitatwert und Holzerlös auf den drei Marteloskopen. Es existieren dadurch waldbauliche Zielkonflikte (nach FICHTNER 2020).

Da das zielgerichtete Auszeichnen eine der essentiellsten Tätigkeiten für den Erfolg von integrativen Überführungen ist (vgl. AMMON 1995; ROHRBACH 2013; HATT 2019; THORMANN et al. 2019; COSYNS et al. 2020), wird im weiteren Teil der Arbeit ein adäquates Übungskonzept entworfen und mit Studierenden, Anwärter:innen (angehende Förster:innen in Ausbildung) sowie Förster:innen in einer Auszeichnungsübung auf seine Tauglichkeit geprüft. Um das Auszeichnungsverhalten zwischen den Gruppen zu analysieren, werden die nachstehenden Hypothesen getestet:

- V Studierende weichen bei Schätzungen der Bestandesdaten durchschnittlich mehr von den Ist-Werten ab als Förster:innen oder Anwärter:innen.
- VI Die Qualität und Quantität der Baumauszeichnungen unterscheiden sich nicht zwischen den Studierenden, Anwärter:innen und Förster:innen, da das individuelle Auszeichnungsverhalten die Gruppenzugehörigkeit überprägt (nach SPINELLI et al. 2016).

Da die Arbeit den Fokus insbesondere auf den Praxisaspekt der Marteloskope legt, soll zudem die Methodik der Marteloskopanlage ausführlich diskutiert werden.

2 Material und Methoden

2.1 Standort der Marteloskope

2.1.1 Flächenauswahl

Die Auswahl der drei Marteloskopflächen erfolgte repräsentativ vor dem Hintergrund der Aufgabe, optimale Schulungsflächen für die integrative naturgemäße Überführung von Fichtenreinbeständen im Beispielrevier Eibenstock zu ermitteln. Als Ausgangsbestand sollte dabei ein typischer noch zu überführender Bestand mit bestandesbildender, gleichaltriger geschälter Fichte (*Picea abies* (L.) H. KARST.) im Oberstand und gesicherter, kleinflächig gemischter Verjüngungsschicht aus Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.) oder/und Weißtanne (*Abies alba* MILL.) oberhalb der Kniehöhe gefunden werden. Die bereits fortgeschrittene Überführung hatte einen zeitlichen Fortgang der Ausgangssituation darstellen. Das Waldbild sollte erste Ansätze der Mehrschichtigkeit zeigen und keine Neuschäle aufweisen. Als Zielzustand wurde ein vielschichtiger strukturreicher, gemischter, ungleichaltriger und wertholzreicher Bergmischwald aus Rotbuche, Weißtanne und Fichte mit eventuell weiteren Mischbaumarten wie Bergahorn (*Acer pseudoplatanus* L.) und genügend Strukturelementen des Waldnaturschutzes gesucht. Alle Flächen sollten zudem ein Mindestmaß an Hiebsdringlichkeit aufweisen, um in den Auszeichnungsübungen auch praxisnah Bäume auswählen zu können (THORMANN et al. 2019). Die Flächenauswahl wurde unter Beachtung des Marteloskopkonzeptes für den Forstbezirk Eibenstock (WENDLANDT 2019) durchgeführt, welches geeignete Versuchsflächen, die eine Qualifizierung zum Marteloskop durchlaufen können, auflistet. Im Rahmen der 2014 in Sachsen stattfindenden Bundestagung der Arbeitsgemeinschaft Naturgemäße Waldwirtschaft (ANW) wurden für die Basisexkursion A „Entwicklung von Dauerwaldstrukturen im Revier Eibenstock – 25 Jahre intensiver Waldumbau, Vorratspflege und konsequente Jagdstrategie“ (ANW 2014a) bereits passend zu den gesuchten Waldbildern an den Exkursionspunkten repräsentative Probeflächen angelegt. Die Probeflächen in Abt. 138 b³ als Ausgangssituation, Abt. 136 b² als Überführungssituation und Abt. 137 b³ als Zielbild des Bergmischwaldes wurden allesamt für die Aufwertung zum Marteloskop als geeignet angesehen und daher in Absprache mit dem Revierleiter Andreas Pommer ausgewählt (POMMER 2020). In Abteilung 138 konnte auf der Versuchsfläche 1063 von Sachsenforst aufgebaut werden. In Abteilung 137 wurde mit der Flächeneinrichtung eines begonnenen, aber unvollendeten, Marteloskops weitergearbeitet (BOROWSKI 2021).

Weitere im Marteloskopkonzept des Forstbezirkes und darüber hinaus empfohlene Kriterien zur Flächenauswahl, wie gute Erreichbarkeit, klimatische und standörtliche Repräsentanz, angepasste Größe und Topografie der Fläche, fanden bei der Auswahl ebenso Beachtung und werden in den fortfolgenden Kapiteln erläutert (DÖRFEL 2019; WENDLANDT 2019; DOKTER 2020).

2.1.2 Lage

Das gut arrondierte Landeswaldrevier Eibenstock befindet sich südlich der Stadt Eibenstock im Westerzgebirge zwischen 600 und 950 m ü. NN. Eigentümer ist der Staatsbetrieb Sachsenforst. Die unmittelbar von Osten nach Westen nebeneinanderliegenden Abteilungen 136, 137 und 138 befinden sich im Westteil des Reviers (Anhang A - 1).

Sie liegen allesamt zentral im Forstbezirk und sind mit einer durchschnittlichen Fahrzeit von zwölf Minuten vom Forstamt in Eibenstock aus gut zu erreichen (WENDLANDT 2019). Die drei Abteilungen sind südlich des LKW-befahrenen F-Flügels in einer durchschnittlichen Laufweite von 350 m aufgereiht und werden von der asphaltierten Rautenkränzer Straße (Abt. 137) beziehungsweise einem Maschinenweg zwischen beiden Waldstraßen (Abt. 136) wiederum im Süden begrenzt (Abbildung 1).

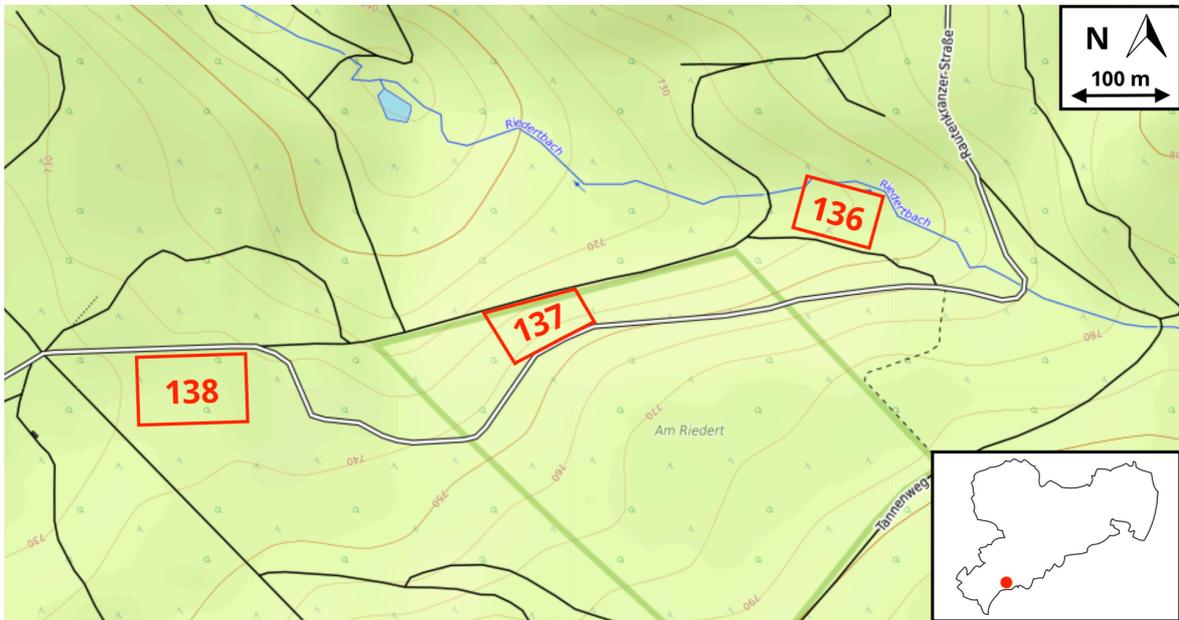


Abbildung 1: Lage der drei Marteloskopflächen Ausgangssituation (Abt. 138), Bergmischwald (Abt. 137) und Überführung (Abt. 136) zueinander im Revier Eibenstock. Die südwestlichsten Eckpunkte der Marteloskopflächen sind: Abt. 138: 50°28'03.2"N 12°33'00.5"E; Abt. 137: 50°28'05.1"N 12°33'21.1"E; Abt. 136: 50°28'11.1"N 12°33'38.9"E

Die Flächen befinden sich nord- bis nord-west-exponiert auf derselben repräsentativen Höhe des Reviers von 740 m ü. NN auf einem schwach geneigten Plateau (Abt. 138) und einem mäßig (Abt. 136) bis teilweise stark (Abt. 137) geneigten strukturreichen Hang mit jeweils ausgeprägtem Mikrorelief. Aufgrund vorhandener Einschränkungen bei der Flächenanlage besitzen die Marteloscope unterschiedliche Größe und Form:

- Ausgangssituation (Abt. 138) rechteckig mit 80 x 120 m, 0,96 ha
- Überführung (Abt. 136) rechteckig mit 60 x 95 m, 0,57 ha
- Bergmischwald (Abt. 137) trapezförmig mit rund 50 x 100 x 90 x 105 m, 0,69 ha

Da es sich um eine weiterqualifizierte Versuchsfläche von Sachsenforst beziehungsweise ein unfertiges Marteloskop handelt, sind die Abmessungen der Flächen in Abteilung 138 und 137 bereits vordefiniert. Im Marteloskop der Überführungssituation (Abt. 136) schränken der angrenzende F-Flügel, ein Maschinenweg und besonders der circa 2 m breite „Große Riederbach II“ im Nord-Nord-Osten die Flächenausdehnung ein. Neben dem Riederbach als linienförmiges Biotop (Naturnaher sommerkalter Bach (Berglandbach), Lebensraumtyp: 3260) in Abteilung 136, befindet sich die gesamte Abteilung 137 im 18,5 Hektar großen Natur- und FFH-Schutzgebiet „Am Riedert“ (Bodensaurer Tannen-Fichten-Buchenwald des Berglandes, Lebensraumtyp: 9110) (SBS 2018b). Alle drei Marteloscope unterliegen der Erholungsfunktionsstufe II und befinden sich im Trinkwasserschutzgebiet Talsperrenzone II B der Talsperre Eibenstock (SBS 2018c).

2.1.3 Klima

Die Marteloskop-Sequenz liegt aufgrund einer Höhe von rund 740 m ü. NN an der oberen Grenze der für den Forstbezirk repräsentativen Klimastufe der mittleren feuchten Berglagen (Mf) (WENDLANDT 2019). Die Klimastufe ist prädisponiert für Schneebruch- und Sturmereignisse. Für exakte Klimadaten wurden die tagesweisen Klimateaufzeichnungen der Messstationen an der tiefergelegenen Talsperre Eibenstock (543 m ü. NN) und der höhergelegenen Talsperre in Carlsfeld (906 m ü. NN) ausgewertet (Anhang A - 2) (LTV 2021). Da die Marteloskopflächen räumlich exakt zwischen den beiden Staubecken liegen, wurden Durchschnittswerte errechnet. Seit 2011 liegt die durchschnittliche Jahresmitteltemperatur bei rund 8,3 °C bei vorzufindenden Niederschlagssummen von circa 1045 mm. Ein Trend der Temperaturerhöhung ist seit 2011 anzunehmen.

2.1.4 Standortliche Gegebenheiten

Die Profilsprache stellt einen integralen Bestandteil der waldbaulichen Wissensvermittlung dar, sodass für alle drei Marteloskope eine alte anliegende Bodengrube wieder instandgesetzt wurde (Anhang A - 3). Auf dem sauren Ausgangsgestein des regionaltypischen, meist tief vergrusteten Eibenstocker Granits (grobkörniger porphyrischer Eibenstocker Turmalingranit) weisen die drei Marteloskopflächen eine ähnliche Bodengenese auf (SMUL 2008). Die Ausgangssituation (Abt. 138) und die Überführung (Abt. 136) verzeichnen jeweils einen Braunpodsol und die Fläche des Bergmischwaldes (Abt. 137) einen Podsol. Alle drei Flächen sind als terrestrische, ziemlich arm nährstoffversorgte, frische bis mäßig frische Standorte der Standortsformengruppe T Z 1-2 kartiert. Bei Beachtung der Wasserspeicherkapazität sind sie der Substratfeuchtestufe b – speichertrocken zuzuordnen (SBS 2013). In Abteilung 136 und 137 sind zudem zwei lokale Linsen mit Humusstaugley vorzufinden, welche sich vorwiegend über sandig-lehmigeren Bereichen bilden und Staunässe zeigen (SMUL 2008).

2.1.5 Bestandesbeschreibung

Alle drei Marteloskopflächen werden nach dem Modell der integrativ naturgemäßen Waldwirtschaft im Hochwaldbetrieb bewirtschaftet. Alle nachfolgenden Altersangaben entstammen den Revierbuchauszügen. Die waldbaulichen Kenndaten der Flächen werden im Kapitel 3.1.1 aufgeführt. Im Anhang A - 4 und 5 sind Fotos der drei Bestandessituationen zu finden.

Beim Marteloskop der Ausgangssituation in **Abteilung 138** handelt es sich um einen künstlich begründeten zweischichtigen Reinbestand⁵ aus Fichte. Auf der Fläche ist im Oberstand eine einzige Rotbuche vorhanden, welche im umgebenden Bestand kein wiederkehrendes Element darstellt. Der durchschnittlich 60-jährige (57-62 Jahre) Bestand befindet sich zum Großteil in der Wuchsklasse des schwachen Baumholzes und teilweise im starken Stangenholz mit wenigen Bäumen im starken Baumholz. Bei einem geschlossenen bis lückigem Kronenschlussgrad sind trotz mittlerer Kronenprozentage von 50 % einzelbaumweise alte und frische Schneebruchschäden zu vermerken. Es finden sich entsprechende Hochzwiesel vor. Die Fichten erscheinen anhand der Benadelung vital und weisen jedoch aufgrund der DDR-Historie des Revieres im Rotwildforschungs- und Staatsjagdgebiet fast ausnahmslos Schältschäden auf.

⁵ Für die Differenzierung zwischen Rein- und Mischbestand wurden alle Baumarten ab Derbholzgrenze einbezogen mit einem ökologisch wesentlichen Anteil von mindestens zehn Prozent des Bestandes (LANDESZENTRUM WALD SACHSEN-ANHALT 2016).

In Kombination mit punktuellen Fäll- und Rückeschäden besitzt ein Großteil der Bäume minderwertige rotfaule Flaschenhals-Stämme. Die Marteloskopfläche ist mit einem 40-m-Rückegassensystem erschlossen. Der Unterstand besteht im Norden und Westen der Fläche aus kleinflächigen achtjährigen (Pflanzung 2014) Weißtannen-Voranbauten im 1,0 x 2,0 m Pflanzverband. Die gesamte Fläche wird mit lückiger unverbissener Naturverjüngung aus Eberesche (*Sorbus aucuparia* L.), Rotbuche, Hirsch-Holunder (*Sambucus racemosa* L.), Fichte, Bergahorn, Sandbirke (*Betula pendula* ROTH), Weiden (*Salix spec.*) und Strauch-Hasel (*Corylus avellana* L.) ergänzt (Reihenfolge nach Vorkommen absteigend). Im Süd-Osten findet sich vor allem vereinzelter Douglasien-Anflug (*Pseudotsuga menziesii* (MIRBEL) FRANCO) aus dem Nachbarbestand. Die potenziell natürliche Vegetation ist ein Heidelbeer-(Tannen)-(Fichten)-Buchenwald (LFULG 2015).

Das Überführungs-Marteloskop in **Abteilung 136** besteht aus einem zwei- bis punktuell dreischichtigen Mischbestand, der im Oberstand bis auf eine Rotbuche aus Fichte besteht. Im umliegenden Bestand sind gleichermaßen Rotbuchen vorhanden. Die Fichten im vorrangig starken und mittleren Baumholz haben ein Alter zwischen 113 bis 131 Jahren. Die Kronen sind überwiegend lückig und teilweise geschlossen oder auch lochbildend zueinanderstehend und weisen vitale Kronen auf, die meist über 50 % des Gesamtbaumes einnehmen. Die Fichten zeigen sich vital, auch wenn hier, wie in Abteilung 138, noch wenige frische Schneebrüche und durchweg alte Schältschäden in Form von Flaschenhälsen zu finden sind. Die Marteloskopfläche ist mit einem 40-m-Rückegassensystem erschlossen. Der Unterstand bis teilweise Mittelstand gestaltet sich aus einer trupp- bis gruppenweisen Mischung aus vorangebauten 25-30 Jahre alten Weißtannen und Rotbuchen mit großer Höhen- und Durchmesserspreitung. Die ehemaligen Pflanzverbände liegen bei 2,0 x 2,0 m für die Tanne und circa 1,0 m x 2,0 m bei den Buchen. Vorwüchsige Tannen im schwachen Stangenholz wurden bereits in der ersten Astungsstufe bis auf vier Meter wertgeastet. Darüber hinaus füllt eine artenreiche unverbissene Naturverjüngung im Jungwuchs- bis Dickungsalter aus Fichte, Rotbuche, Eberesche, Bergahorn und Hirsch-Holunder freien Lücken auf der Fläche aus. Unmittelbar am „entfichteten“ Riedertbach befinden sich weiterhin wenige gepflanzte Roterlen (*Alnus glutinosa* (L.) GAERTN.) im schwachen Stangenholz. Der Mittelstreifen einer stillgelegten Rückegasse wurden 2021 mit Kirschen (*Prunus avium* (L.)) ausgepflanzt. Die potenziell natürliche Vegetation ist ein Farn-(Tannen)-(Fichten)-Buchenwald und am Bach ein typischer Hainmieren-Schwarzerlen-Bachwald (LFULG 2015).

Das Bergmischwald-Marteloskop in **Abteilung 137** stellt einen mehrschichtigen, strukturreichen Mischbestand aus Rotbuche, Fichte und Weißtanne und vereinzelt Berg-Ahorn und Eberesche dar (abnehmende Mischungsanteile). Die ältesten Baumindividuen verzeichnen ein Höchstalter von rund 177 Jahren. Der Bestand weist mit seiner Dauerwaldstruktur alle Wuchsklassen auf, wobei jene der schwachen und starken Fichten-Stangenhölzer sowie der starken Baumhölzer mit großer Durchmesserspreitung und Mischung dominieren. Schwache und mittlere Baumhölzer prägen das Bestandesbild weniger. Die Mischungsform ist durchweg einzelbaumweise und die Bestandesschichten greifen fließend ineinander, sodass der Kronenschlussgrad höchst variabel zwischen gedrängt bis lückig ausfällt. Das Marteloskop in Abteilung 137 weist in den oberen Bestandesschichten langkronige (durchschnittlich > 50 %), stabile und vitale Baumindividuen auf. Es sind vereinzelt jedoch alte Sturmschäden in Form von Würfeln, Stamm- und Kronenbrüchen zu erkennen, die im Rahmen der integrativen naturgemäßen Waldbewirtschaftung belassen wurden. Der Bestand ist somit reich an Altholz und liegenden und stehenden Totholzstrukturen. 2018 wurde alles liegende Totholz ab 20 cm Durchmesser kartiert und eine Menge von rund 69 m³/ha (BOROWSKI 2021) festgestellt, die aktuell auf bis zu 100 m³/ha angewachsen sein kann (POMMER 2020).

Die Bäume der Bergmischwaldfläche sind äußerlich als sehr wertholzreich anzusprechen. Für die Wertnachhaltigkeit wurden Astungen bis zur zweiten Astungsstufe an Fichte und Tanne durchgeführt. Bei den geasteten Nachwuchs-Tannen handelt es sich um nachgepflanzte polnische Herkünfte, da es bis vor zehn Jahren noch keine Anzeichen für eine erfolgreiche Tannen-Naturverjüngung gab (SCHUSSER 2021). Die unverbissenen Nachwuchsstadien liegen in Form von mosaikartigen Trupps bis Gruppen aus vor allem Rotbuche, Tanne und weniger Berg-Ahorn vor. Die Fläche besitzt aufgrund der unmittelbar anliegenden Waldwege Rautenkränzer Straße und F-Flügel keine Feinerschließung auf der Fläche.

Das 1961 unterschützgestellte Naturschutzgebiet (NSG) „Am Riedert“ wurde aufgrund des guten Erhaltungszustandes des herzynischen Bergmischwaldes ausgewiesen und wird mit dem Ziel, den Weißtannenanteil weiter zu erhöhen, bewirtschaftet (SMUL 2008). Einige alte Weißtannen sind mit Emaille-Plättchen am Wurzelanlauf markiert. Das NSG befand sich bis vor circa 20 Jahren noch unter kompletten Zaunschutz. Für das NSG fanden Artenerhebungen statt, die über 70 Moosarten, 130 Pilzarten und bei einer Nachtfalterzählung 70 Falter- und Käferarten feststellen konnten (SCHIFFERDECKER und GESCHE 2020). Als seltene Avifauna konnten bisher Schwarzspecht (*Dryocopus martius* (LINNAEUS)), Hohltaube (*Columba oenas* (LINNAEUS)), Raufußkauz (*Aegolius funereus* (LINNAEUS)) und Sperlingskauz (*Glaucidium passerinum* (LINNAEUS)) erfasst werden (SMUL 2008). Auch die Haselmaus (*Muscardinus avellanarius* (LINNAEUS)) kommt vor (SMUL 2008).

2.2 Anlage der Marteloskope

2.2.1 Flächenanlage und Erhebung der Basisdaten

Alle drei Marteloskope wurden im Zeitraum zwischen März bis Mai 2021 im unbelaubten Zustand eingerichtet. Als Grundlage für die Einrichtung dienten die vom EFI herausgegebenen Richtlinien zur Marteloskopianlage (DERKS et al. 2020a). Sofern möglich, wurden die Aufnahmearbeiten im Zweier- oder Dreier-team durchgeführt. Der erste Schritt der Anlage war die exakte rechtwinklige Einmessung der Flächen mittels Bussole (Modell: Suunto KB-14, Firma: Suunto, Finnland) und 50-m-Maßband, wofür zunächst eine grobe Ausmessung der Flächengrenzen mit einem Laserentfernungsmesser (Modell: Forestry Pro, Firma: Nikon Europe BV) (DOKTER 2020) stattfand und bei dichtem Unterstand hindernisfreie Sichtachsen grob aufgeschnitten wurden (DÖRFEL 2019). Alle Eckpunkte, Seitenhalbierenden und der Flächenmittelpunkt wurden mit farbigen Robinienstäben dauerhaft vermarktet. Zur dauerhaften Markierung der Flächengrenze wurden nach innen gewandte blaue Balken an die Bäume des Grenzverlaufes gesprüht. Für die Dauer der Aufnahmen wurden zur besseren Übersicht auf der Fläche alle Quadranten mit Absperrband abgesteckt. Auf den vorbereiteten Flächen Ausgangssituation (Abt. 138) und Bergmischwald (Abt. 137) entfielen die ersten Schritte der Einmessung, sodass hier nur die alten Grenzen aufgefrischt wurden. Im nächsten Schritt wurden alle lebenden und toten Baumkörper mit mindestens 7,5 cm Brusthöhendurchmesser (BHD) und einer Mindesthöhe von 1,3 m erfasst und mit gelber Langzeitfarbe beidseitig gut sichtbar nummeriert. Im selben Schritt wurden die Baumart und der Status der Bäume (lebend oder tot) angesprochen. Der BHD wurde entsprechend allgemeinen Standards (KRAMER und AKÇA 2008) hangoberseits auf 1,3 m Höhe mit einem Umfangmessband in 1-mm-Schritten gemessen und die Messstelle dauerhaft gekennzeichnet. Es wurde hangoberseits gemessen, da so ab der niedrigsten Sägeschnitthöhe die praktisch nutzbare Biomasse bestimmt wird. Um den Durchmesser an jungen Bäume exakter messen zu können, wurden diese bis auf Reichhöhe geastet. In Abt. 138 wurde aufgrund der den BHD beeinträchtigenden Schälsschäden das Regressionsverfahren der dritten Bundeswaldinventur (BWI III) zur BHD-Korrektur bei geänderter Messhöhe genutzt (RIEDEL et al. 2017). Es wurde der Durchmesser d_h in cm auf einer Messhöhe h_m zwischen 170 cm bis 200 cm erhoben und damit der BHD näherungsweise ermittelt:

$$BHD = d_h * (1 + (0,0011 * (h_m - 130)))$$

Um für die Höhenmessung eine erste Übersichtskarte des Bestandes bereitzuhaben, erfolgte vorher die Einmessung der Stammfußpunkte mittels eines FieldMap-Systems (Firma: IFER – Monitoring and Mapping Solutions Ltd., Tschechische Republik) von Sachsenforst. Das Stativ-System zur computergestützten Felddatenerhebung besteht aus einem Laserdistanzmesser (Modell: TruPulse 200, Firma: Laser Technology Inc., USA), einem Winkelmesser und Feldrechner mit der FieldMap-Software „Project Manager“ und „Data Collector“. Das System wird mithilfe eines Senkbleis über frei wählbaren Referenzpunkten in der Marteloskopfläche positioniert und kann zwischen diesen per Polygonzug und Rückpeilung umgesetzt werden. Von den Referenzpunkten aus werden die umliegenden Bäume mit Winkel und Distanz mittels einer Fluchtstange mit Reflektor, der auf BHD-Höhe vor die Baummitte gehalten wird, dreidimensional eingemessen. Die eingemessenen Bäume sind in der Collector-Software direkt auf einer Karte einzusehen und mit Attributen, wie dem BHD zur exakten Bestimmung des Baummittelpunktes, versehen.

Im Marteloskop Ausgangssituation (Abt. 138) und Bergmischwald (Abt. 137) lagen die Baumkoordinaten bereits vor und mussten nur noch um wenige neu eingewachsene Bäume oder übersehene geometrisch ergänzt werden. Alle erfassten Koordinaten wurden für die drei nicht-quadratischen Flächen noch transformiert und rotiert, um optimale Darstellungsergebnisse in der Marteloskop-Software (Kapitel 2.3) zu erhalten (ZUDIN 2021). Die genutzten Umrechnungen sind bei PICHLER (2009) nachzulesen.

Im Anschluss wurden die Baumhöhe h und der Kronenansatz h_{CB} aller Bäume mit einem Vertex-Höhenmesser mit Transponder (Modell: Vertex IV, Firma: Haglöf Sweden AB, Schweden) auf 0,1 m genau gemessen. Die Baumhöhe wird als Höhenunterschied zwischen der Baumspitze und dem Baumfußpunkt verstanden (KRAMER und AKÇA 2008) und der Kronenansatz am untersten Astquirl mit drei grünen Ästen bei Nadelbaumarten bzw. am untersten grünen Primärast bei Laubbaumarten gemessen (KRAMER und AKÇA 2008). Gleichzeitig fand während diesen Messungen die ökonomische Bewertung in Form einer Stehendsortierung (Kapitel 2.2.2) mittels Vertex statt.

Das Gesamtvolumen der Bäume wurde aus Grundfläche G , Baumhöhe h und einer baumarten-, durchmesser- und höhenabhängigen Formzahl FZ (LVWA SACHSEN-ANHALT 2011)(Anhang A - 6) in Vorratsfestmetern mit Rinde (VFm) berechnet:

$$V_{ges} = G * h * FZ = \frac{\pi}{40000} * BHD^2 * h * FZ$$

Das Volumen für stehendes Totholz wurde gleichermaßen berechnet, aber aufgrund unterschiedlicher Zustände sicherheitshalber nur als in m^3 angegeben. Zuletzt erfolgte nach der ökonomischen Bewertung die ökologische Bewertung mittels einer Inventur der Mikrohabitate (Kapitel 2.2.3). Im Rahmen der Anlage der Marteloskope wurde zudem geprüft, ob darüber hinaus Parameter zur Erfüllung der Schulungsfragestellungen aufgenommen werden müssen. Da die Kluppschwelle von 7,5 cm den Einblick in das aktuelle Verjüngungsgeschehen nicht ermöglicht (DOKTER 2020), wurden zusätzlich Verjüngungspolygone kartiert. Dabei wurden gutachterlich voneinander abgrenzbare Verjüngungseinheiten mit deren dominierender Baumart und deren Höhenklasse (Höhenklasse 1: $\leq 1,5$ m; Höhenklasse 2: $> 1,5$ m) erfasst. Ferner wurde von allen vier Ecken der Marteloskope und im Zentrum der Flächen der Bestandeszustand fotodokumentiert.

2.2.2 Ökonomische Bewertung

Die ökonomische Bewertung erfolgte in Form einer Stehendsortierung im Rahmen der Messung der Baumhöhe und des Kronenansatzes, um Holzerlöse (HE) zu berechnen. Vor den Messungen erfolgte zunächst eine Begutachtung des Baumes am unteren Stammbereich und in einer zweiten Runde aus größerer Entfernung die Einschätzung des oberen Stamm- und Kronenbereichs. Im Anschluss wurden die Sortimentsgrenzen der einzelnen angesprochenen Qualitätsklassen A, B, C, D und Brennholz (BH) mit dem Vertex auf 0,1 m genau am Baum gemessen. Bei der ökonomischen Bewertung wurde die aktuelle Qualität des Holzes wertoptimal angesprochen (DÖRFEL 2019) und keine künftige Wertentwicklung betrachtet. Um die Stehendsortierung praxisnah und von möglichst dauerhafter Aussagekraft durchzuführen, erfolgte die Ansprache in enger Abstimmung mit dem zuständigen Revierleiter Andreas Pommer. Aufgrund der vorhandenen Vielzahl an Holzabnehmern des Forstbezirks, deren Sortierkriterien starken annuellen, saisonalen, regionalen und firmenspezifischen Schwankungen unterliegen, wurden mittlere revierspezifische Kriterien getroffen. Über diese Kriterien hinaus wurden die Sortierrichtlinien der Rahmenvereinbarung für den Rohholzhandel (RVR) angewandt (DFWR und DHWR 2020).

Da im ganzen Forstbezirk eine Industrieholzvermeidungsstrategie festgelegt ist, um die Aufarbeitung defizitärer Sortimente zu unterbinden, wurde kein Industrieholz ausgehalten. Jeder Baum erhielt mindestens seinen Brennholzwert.

Für Nadelholz wurde eine Einstufung in höherwertige Sortimente ab einem BHD von 14 cm m. R., entsprechend einem Zopfdurchmesser von rund 12 cm, und einer Mindestlänge von über 2,5 m begonnen (Palettensortimente). Da für faules, aber sägefähiges D-Holz über 40 % des Holzvolumens nutzbar sein muss, wurde dieses erst ab rund 20 cm BHD ausgehalten. Schälgeschädigte Fichtenstämme, welche nahezu immer einen Flaschenhals und damit Rotfäule aufwiesen, konnten nicht über die Qualitätsklasse D hinauskommen. Holz mit starkem Kronencharakter und vielen Starkästen wurde ebenso als D-Holz ausgehalten. Gutes Sägeholz der Qualitäten C und B umfasst nur gesundes Holz, wobei sich B-Holz zu C-Holz durch maximale Astdurchmesser von 4 cm verwachsener Totäste und Grünäste unterscheidet. Grundsätzlich galt als A-Holz furnierfähiges, ast- und narbenfreies Holz ab rund 60 cm BHD und von hervorragender Holzqualität. Ein schwacher Ast war bei sonstiger Erfüllung der Kriterien zulässig.

Für Laubholz begann die Sortierung in bessere Sortimente als Brennholz erst ab 30 cm BHD und über 2,50 m Länge. Als D-Holz wurde noch sägefähiges, faules Holz mit vergleichsweise vielen Merkmalen, wie starken Ästen, Drehwuchs oder ähnlichem ausgehalten. Da regionaltypisch keine A-Holz-Anteile im Laubholz zu erwarten sind, wurde optisch sehr gutes, gerades, astfreies, maximal mit wenigen alten Narben behaftetes Holz als B-Holz ausgewiesen. Die C-Qualitäten umfassen folglich durchschnittliches, gesundes, gerades Laubholz mit Ästen „im normalen Umfang“. Der eventuelle Rotkern bei Rotbuche blieb unbeachtet.

Nachdem aus den gemessenen Sortimentshöhen einzelne Sortimentslängen berechnet wurden, konnte in die Volumenkalkulation für die einzelnen Abschnitte eingestiegen werden, um diese später mit den Holzpreisen zu verschneiden. Dafür wurde die klassische Methodik für vom EFI betreute Marteloskope genutzt (KRAUS et al. 2018), bei welcher der Mittendurchmesser dm_i der Sortimentabschnitte i in Abhängigkeit des BHD, des darunterliegenden Mittendurchmessers und eines Verjüngungsfaktors f_T berechnet wurde. Der Verjüngungsfaktor wurde pauschal mit 2,0 angesetzt. Für die Kalkulation wurden die Sortimentslängen L_i auf 0,5 m gerundet und eine maximale Stubbenhöhe h_S von 0,5 m angenommen. Durchmesser gehen jeweils in Centimeter mit Rinde und Sortimentslängen in Meter ohne Übermaß ein. Der Mittendurchmesser dm_1 der ersten Sektion ergibt sich daher immer wie folgt:

$$dm_1 = BHD - \frac{L_1}{f_T} + 1,3 - h_S = BHD - \frac{L_1}{f_T} + 0,8 \quad \text{mit } h_S = 0,5$$

Für die nachfolgenden Sektionen muss jeweils immer anhand der Summe der bisherigen Sektionslängen geprüft werden, ob diese bereits über dem Kronenansatz liegen. Je nachdem ändert sich die Berechnung aufgrund von unterstellten Ästen. Liegen die zweite und selten dritte oder höhere Sektionen i noch unter der Kronenansatzhöhe h_{CB} und besitzen rechnerisch keine Grünäste, so gelten folgende Formeln:

$$dm_2 = dm_1 - \frac{L_1}{f_T} - \frac{L_2}{f_T} \quad \text{mit } L_1 + L_2 \leq h_{CB}$$

$$dm_i = dm_{i-1} - \frac{L_{i-1}}{f_T} - \frac{L_i}{f_T} \quad \text{mit } L_1 + L_{\dots} + L_i \leq h_{CB} \quad \text{und } i \geq 3$$

Sobald die Summe der Sektionslängen die Kronenansatzhöhe überschreitet, gelten für die zweite, dritte und höhere Sektion die folgenden Formeln, bei denen die Baumhöhe noch mit eingeht:

$$dm_2 = dm_1 - \frac{L_1}{f_T} - \left(\frac{L_2}{f_T}\right) * \frac{BHD}{(h - 1,3)} \quad \text{mit } L_1 + L_2 > h_{CB}$$

$$dm_i = dm_{i-1} - \frac{L_{i-1}}{f_T} - \left(\frac{L_i}{f_T}\right) * \left(\frac{BHD}{h}\right) \quad \text{mit } L_1 + L_{\dots} + L_i > h_{CB} \quad \text{und } i \geq 3$$

Das Volumen in Vfm der einzelnen Sektionen berechnet sich neben zwei Abweichungen wie folgt:

$$V_i = \frac{\pi}{40000} * dm_i^2 * L_i$$

Das Volumen wird davon abweichend berechnet, wenn der Baum insgesamt nur einer Qualitätsklasse unterliegt. In diesem Fall kann direkt das Volumen V_{ges} des gesamten Baumes ohne obige Berechnungen genutzt werden. Auch die Berechnung des obersten Brennholzvolumens bzw. Kronenmaterials erfolgt anders: Aus der Differenz zwischen der Summe aller darunterliegenden Sortimente mit Rinde und dem Ganzbaumvolumen V_{ges} . Da es bei diesem Verfahren teilweise zu geringen negativen Brennholzwerten kam, mussten in Absprache Korrekturen durchgeführt werden, ohne das Einzelbaumvolumen oder gar das Bestandesvolumen merklich zu beeinflussen (ZUDIN 2021). In Abteilung 138 und 136 wurden daher die Formzahlen in 0,01er-Schritten leicht verändert, bis keine negativen Brennholzvolumen mehr auftraten und die Sektionsvolumen sich ähnlich den anderen Bäumen im Bestand verhielten. Aufgrund der starken strukturellen Abweichungen und der sehr starken Baumdimensionen mussten in Abteilung 137 zuerst noch kleinere Verjüngungsfaktoren angesetzt werden, bevor auch hier mit der Formzahl feinkorrigiert wurde.

Zur nachfolgenden Berechnung des Erntevolumens ohne Rinde wurden baumarten- und stärkeklassenabhängige Rindenabzüge für Sachsen auf die errechneten Mitteldurchmesser angewandt (SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, ERNÄHRUNG UND FORSTEN 1997) (Anhang A - 7). Um das Erntevolumen des obersten Brennholzsortiments zu erhalten, wurde dessen Volumenwert mit Rinde mit 0,8 multipliziert, da kein adäquater Mitteldurchmesser gegeben ist. Im letzten Schritt konnten die rindenbereinigten Holzvolumen mit den gutachterlichen Holzpreisen vom Staatsbetrieb Sachsenforst für das Jahr 2020 (Anhang A - 8) (SCHOLZ 2021) verrechnet werden. Es ergibt sich der Holzerlös (HE) oder auch Holzwert in Euro für die einzelnen Sektionen und den Gesamtbaum. Etwaige sortimentsabhängigen Holzerntekosten wurden nicht zusätzlich abgezogen, um Vergleichbarkeit zu wahren, sodass unbereinigte Holzwerte vorliegen.

2.2.3 Ökologische Bewertung

Um den ökologischen Wert der Bäume einzuschätzen, wurden zuerst die Baummikrohabitate (TreMs) an allen nummerierten Bäumen mithilfe des Katalogs der Baummikrohabitate (KRAUS et al. 2016a) inventarisiert. Der im Rahmen des Integrate-Projekts entstandene Katalog stellt eine standardisierte Referenzliste und Beschreibung ausgewählter typischer Baummikrohabitate dar, um diese im Rahmen der Marteloskopanlage und auch darüber hinaus z.B. in der forstlichen Praxis, bei Waldexkursionen oder Waldinventuren anzusprechen und erfassen zu können (KRAUS et al. 2016a). Der Katalog unterteilt in die zwei Hauptgliederungen der saproxylichen Mikrohabitate (griech. spros = faulig; xýlo = Holz), welche mit der Zersetzung von Splint- und Kernholz assoziierte Strukturen umfassen, und epixylichen (griech. epí = an; xýlo = Holz) Mikrohabitate, die

durch externe, mit dem Baum verbundene Strukturen, entstehen (MERGNER 2021). Diese gliedern sich hierarchisch in insgesamt 8 Formen mit 20 Gruppen und letztlich 64 einzelnen Mikrohabitaten mit individuellem Code, welche in Anhang A - 9 detailliert aufgeschlüsselt sind. Unter den Formen befinden sich verschiedene Höhlen, Stammverletzungen- und Bruchwunden, mit der Baumrinde assoziierte Mikrohabitats, Totholz, spezielle Wuchsformen bzw. Deformationen, vielseitige Epiphyten, Nester und weitere Auffälligkeiten an Bäumen.

Die Inventur der Mikrohabitats fand im oft geforderten unbelaubten Zustand statt (u. a. LARRIEU et al. 2018; BÜTLER et al. 2020a), und wurde möglichst sorgfältig, aber praxisnah und nicht schätzend durchgeführt (SCHUCK 2021b). Wenn sich Unsicherheiten an individuellen Strukturen einstellten, wurden diese im Zweifel nicht erfasst (SCHUCK 2021b). Für die Inventarisierung von Mikrohabitats ist der „observer effect“ bekannt (PAILLET et al. 2015), welcher im Wesentlichen eine Einflussnahme des Inventarisierenden auf die Aufnahmegenaugkeit beschreibt. Vor allem durch Missverständnisse bei der Definition von Mikrohabitats, der Falschidentifizierung oder praktischen Verfehlung der Aufnahmeschwellenwerte kann so die Aussagekraft von Mikrohabitatsinventuren abgeschwächt werden (PAILLET et al. 2015). Um diesen Effekt abzumildern, fanden die Mikrohabitatsinventuren im Zweierteam statt (PAILLET et al. 2015; LARRIEU et al. 2018). In mindestens zwei Runden um den Baum wurden der untere und höhere Stamm- und Kronenbereich unter der Zuhilfenahme eines Fernglases abgesucht (LARRIEU et al. 2018; BÜTLER et al. 2020a; DERKS et al. 2020a). Die Mikrohabitats wurden gezählt und nicht nur in deren Vorkommen registriert. Für das Mikrohabitats GR21 - Hexenbesen wurde der Mindestdurchmesser auf 20 cm abgesenkt, da die Hexenbesen auch schon an jungen Weißtannen vermehrt vorkamen und im Bestand eine ökologische Sonderstruktur darstellten.

Aus den erfassten Mikrohabitatsvorkommen werden anschließend strukturabhängige, statt klassischerweise vom Artenvorkommen abhängige (KRUMM et al. 2019), Habitatwerte HW_i in dimensionslosen Punkten für jeden Baum i ermittelt (KRAUS et al. 2018). Für jedes Mikrohabitats j ist beim EFI ein Größenwert S_j , der für physikalisch größere Mikrohabitats größer ist, ein Seltenheitswert R_j , für die durchschnittliche Rarität eines Mikrohabitats, und ein Wert D_j für die durchschnittliche Entwicklungsdauer des Mikrohabitats hinterlegt (Anhang A - 9). N_j ist die erfasste Anzahl des jeweiligen Mikrohabitats am Baum. Der gesamte Habitatwert HW_i eines Baumes i ergibt sich als Summe der Habitatwerte der einzelnen Mikrohabitats j :

$$HW_i = \sum_{j=1}^n N_j * S_j * (R_j + D_j)$$

Da sich die Vergabe der Werte in einigen Studien als diskutabel herausgestellt hat, ist darauf hinzuweisen, dass das letztliche Ziel bei der Ermittlung von Näherungswerten und einer Relation der ökologischen Wertigkeit zwischen den einzelnen Bäumen auf der Fläche liegt (PYTTEL et al. 2018; SCHUCK 2021b).

2.3 Marteloskop-Software

Nachdem alle Daten erfasst und kalkuliert sind, gilt es die Marteloskopflächen für die virtuelle Auszeichnung zugänglich zu machen. Dafür werden die erhobenen Daten auf die zentrale EFI-Datenbank mittels der Software „I+-Manager“ hochgeladen. Dieses Modul steht nur den Ersteller:innen der Marteloscope oder Leiter:innen von Auszeichnungsübungen zur Verfügung. Im I+-Manager werden die Marteloscope verwaltet, Baumdaten aktualisiert, flächenspezifische Übungen erstellt und gegebenenfalls Übungsergebnisse zusammengeführt (SCHUCK et al. 2019).

Für die Übungen im Wald wurde im Rahmen des Integrate+-Projekts die Anwendersoftware „I+-Trainer“ geschaffen. Der I+-Trainer ist eine kostenfreie Tablet- und Smartphone-Software und zeigt dem Anwender die Flächen- und Einzelbaumdaten des heruntergeladenen Marteloscops an. Je nach Ziel der virtuellen Auszeichnungsübungen können die Übungsleiter:innen andere Inhalte auf dem I+-Trainer sichtbar schalten. Die Software besteht aus einer zoombaren Stammfußkarte und einer Übersicht über die summierten Kenndaten (Volumen, Grundfläche, Holzerlös, Habitatwert) des ausscheidenden, verbleibenden und bewusst erhaltenen Bestandes. Weiterhin können sich die Nutzer:innen die Stammzahlkurve, die baumartenweisen Kenndaten sowie Verteilungskarten von z. B. den Habitatwerten auf der Fläche ausgeben lassen.

Nachdem sich der Anwender mit dem Tablet oder Smartphone auf der Marteloskopfläche zu einem für die Aufgabenstellung für passend befundenen Baum bewegt hat, wählt er diesen in der Stammfußkarte an. Als Alleinstellungsmerkmal der Software können sich neben den Einzelbaumdaten im weiteren Untermenü auch die am Baum vorkommenden Mikrohabitate mit kurzer Beschreibung und Symbolbild sowie eine Baumgrafik zur den angesprochenen Sortimenten und Längen mit deren Euro-Werten angeschaut werden. Ökonomisch-ökologische Zielkonflikte werden so direkt sichtbar oder widerlegt. Daneben können rechnerisch ermittelte Bedränger des Baumes angezeigt werden. Es kann nun über den Erhalt oder die virtuelle Entnahme des Baumes anhand von zehn Auswahlgründen entschieden werden. Für die Entnahme sind eine Zieldurchmesserernte (Zieldurchmesser), die Entfernung des Baumes als Bedränger für einen anderen (Bedränger), die Förderung der Bestandesstruktur (Bestandesstruktur) oder des Nachwuchses (Verjüngung) und die Auswahl als Sanitärhieb (Sanitärhieb) möglich. Um einen Baum bewusst zu belassen, kann er aufgrund seiner guten wirtschaftlicher Qualität (Z-Baum), als genereller Habitatbaum oder -anwärter (Habitatbaum), wegen seiner Seltenheit (Artenvielfalt), zur Erhaltung seiner Fruktifikationsfunktion (Samenbaum) oder für stark dimensionierte Bäume, die bis über ihren Zerfall hinaus Altern sollen (Methusalem), ausgewählt werden.

Nachdem die Baumauswahl auf der Fläche abgeschlossen ist, fasst die Software diese in Form vieler Grafiken zusammen und gibt Auskunft über die Veränderung der Bestandesdaten durch den virtuellen Eingriff, die entnommenen oder geschützten Mikrohabitate und Baumarten, die Eingriffsart und die entnommenen Sortimente. Die Ergebnisse werden als PDF- und CSV-Datei abgespeichert. Durch dieses unmittelbare objektive Feedback, lassen sich die Auszeichnungen direkt im Wald transparent diskutieren und vergleichen (SCHUCK et al. 2015; PYTTEL et al. 2018; DERKS et al. 2020b).

2.4 Auszeichnungsübung

2.4.1 Übungskonzept

Für alle drei Flächen der Marteloskop-Sequenz wurde ein zielgerichtetes Übungskonzept entworfen, um zum Thema der integrativen naturgemäßen Überführung von Fichtenreinbeständen im Forstbezirk eine erste Vorlage zu liefern. Ebenso sollte die Marteloskop-Sequenz auf die Praxistauglichkeit für Übungszwecke geprüft werden und das Auszeichnungsverhalten zwischen den Gruppen analysiert werden. Das Konzept wurde unter Beantwortung der didaktischen W-Fragen nach JANK und MEYER (1993) (in PICHLER 2009) erstellt.

Mit dem Konzept wurden folgende drei Ziele für die Teilnehmenden verfolgt:

- Bekanntmachen des waldbaulichen Schulungswerkzeuges „Marteloskop“
- Diskussion des vergangenen und zukünftigen waldbaulichen Vorgehens in Überführungsbeständen
- Sensibilisierung für Mikrohabitate bei der waldbaulichen Entscheidungsfindung

Als Zielgruppe der Fläche wurden „Professionals“, also Studierende und Absolvent:innen der forstlichen Hochschulen sowie Mitarbeiter:innen öffentlicher, privater und kommunaler Forstbetriebe angesetzt (GUERICKE 2018b). Für die Teilnehmenden wurde ein zu bearbeitendes Handout zur Übung angefertigt (Anhang A - 10). Ferneres Vorbild für die Handoutinhalte waren die Handouts der Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde (HNEE) für deren Marteloskopübungen (GUERICKE 2019). Das Übungshandout gibt zunächst einen Überblick über wesentliche Hintergrundinformationen, Ansprechpersonen und Bestandesdaten der Marteloskop-Sequenz. Es folgt für jedes Marteloskop eine Vorgehens- und Aufgabenbeschreibung. Auf allen Flächen sollte sich gleichermaßen zuerst ein Eindruck mittels einer kurzen Bestandesbeschreibung geschaffen werden. Darauf folgt eine Schätzübung von Alter, Vorrat, Oberhöhe der Hauptbaumart sowie der liegenden und stehenden Totholzmassen. Anschließend folgte immer die Auszeichnungsübung, für welche das EFI (2018) Vorschläge für das Schulungspersonal gibt. Als Abschluss fand auf jeder Fläche eine gemeinsame Diskussion der Auszeichnungsergebnisse statt, bevor zur nächsten Fläche gewechselt wurde. Für die Leiter:innen der Auszeichnungsübung (nachfolgend Trainer genannt) wurden kurze Stichpunkte zu den Flächeninformationen und möglichen Diskussionspunkten erstellt.

Das Konzept beginnt in Abteilung 137 im Marteloskop Bergmischwald, um mit den Teilnehmer:innen ein Zielbild für die integrative naturgemäße Überführung von Fichtenreinbeständen im Forstbezirk Eibenstock zu setzen. Es soll sich zunächst mit der I+-Trainer-Software vertraut gemacht werden und Mikrohabitate an den Bäumen identifiziert werden. Hierfür sollen in der Auszeichnungsübung die fünf wertvollsten Habitatbäume, die drei ökonomisch wertvollsten Bäume und zwei Konfliktbäume ausgesucht und im I+-Trainer markiert werden. Unter Konfliktbäumen wurden hiebsdringliche, gut geldwerte Bäume mit gleichzeitig hohen Waldnaturschutzwerten verstanden. Einfachere Übungen, in denen bestimmte Bäume aufgefunden werden sollen, gelten als gute Vorbereitung für die folgenden schwierigeren Auszeichnungsübungen (PYTTEL et al. 2018).

In anschließenden Marteloskop Ausgangssituation (Abt. 138) sollte das bisherige und künftige Überführungsvorgehen thematisiert werden und begonnene erste Schritte der Überführung mit folgender Aufgabenstellung fortgeführt werden: „Zeichnen Sie nun die Marteloskopfläche virtuell im Tablet im Sinne einer Überführung möglichst heterogen, stabilitätswahrend und mit einer für Sie ausreichenden Anzahl an Habitatbäumen oder Habitatbaumanwärtern an. Es soll der nächste Eingriff bei insgesamt 2 Eingriffen pro Jahrzehnt (aller 5 Jahre) angezeichnet werden.“

Die letzte Fläche stellte Abteilung 136 mit der fortgeschrittenen Überführungssituation dar. Hier soll für den Handlungsbedarf und das Vorgehen in Bestandesstrukturen, die zeitnah noch auf die Waldbewirtschafter:innen zukommen, sensibilisiert werden. In diesem Marteloskop sollte zusätzlich eine kurze forstliche Planung aufgestellt werden und dann die Auszeichnung nach Zielvorgaben erfolgen: „Zeichnen Sie die Marteloskopfläche virtuell im Tablet im Sinne einer Überführung so an, dass Sie im gesetzten Zielkorridor (70 EFm/ha) mit der Entnahmestärke landen. Wählen Sie mindestens 4 Habitatbäume oder Habitatbaumanwärter aus.“ Der Zielkorridor wurde mit Revierleiter Andreas Pommer festgelegt.

2.4.2 Durchführung

Die Marteloskop-Übungen fanden an drei Terminen (13.10., 26.11., 27.11.2021) mit insgesamt zwanzig Leuten, davon dreizehn Studierenden der Forstwissenschaften an der TU Dresden, vier Förstern:innen und drei Forstinspektor:innen aus dem Forstbezirk Eibenstock statt. Während den Übungen mussten wenige Teilnehmer:innen aufgrund von Terminen die Marteloskope vorzeitig verlassen. Das Wetter war an allen drei Tagen mit Temperaturen um den Gefrierpunkt und Bewölkung identisch. Im November gab es zusätzlich leichten Schneefall. Die Richtungen, aus der die Flächen mit den Gruppen begangen wurden, waren immer identisch. Es handelte sich um gemischte Übungsgruppen, wobei die Teilnehmer stets in Einzelarbeit die Übungsblätter bearbeiteten, und auf den Tablets auszeichnen, um dann eine Gruppendiskussion auf jeder Fläche zu führen. Es wurden die Tablets der HNEE mit dem I+-Trainer benutzt und für die Übungen die ertragskundlichen, ökonomischen und ökologischen Einzelbaumwerte ausgeblendet, um dem realen Auszeichnen nahezukommen (COSYNS et al. 2020; SCHUCK 2021b). Es handelte sich um Ganztagesübungen von 8.00 bis 16.00 Uhr mit einer Mittagspause und fußläufigem Wechsel zwischen den Flächen. Die Übungen leitete der Autor, nach Verfügbarkeit mit dem Revierleiter, an.

2.5 Datenanalyse

2.5.1 Allgemeine Datenanalyse

Die Datenaufbereitung und -Analyse erfolgte mit Microsoft Excel (Version: Office 365, 64-bit, Firma: Microsoft Corporation) und der Statistik-Software R (Version: 3.6.3 (2020-02-29), 64-bit, Firma: R CORE TEAM 2020). Die Kommastellen wurden bedarfsgerecht gewählt. Alle Bestandesparameter wurden aufgrund der unterschiedlichen Flächengrößen auf Hektar-Werte skaliert. Für die deskriptive Statistik wurden das arithmetische Mittel \bar{x} , der robustere Median Z , das Minima x_{min} und das Maxima x_{max} ermittelt. Als Streuungsmaße wurden die Standardabweichung s als Wurzel der Varianz s^2 und der Variationskoeffizient cv zur Normierung der Standardabweichung bei unterschiedlichen Mittelwerten berechnet. Zur übersichtlichen Darstellung der Lage- und Streuung wurden unter anderem Boxplots gewählt, bei denen der mittlere dicke Strich den Median darstellt und die Box vom 25 % und 75 % Quartil begrenzt wird. Die angrenzenden Whisker (engl. Schnurrhaare) zeigen die Werte bis zum 1,5-fachen des Interquartilabstandes, die noch nicht als Ausreißer deklariert sind.

2.5.2 Berechnung zusätzlicher Parameter

Um für die Bestände und Auszeichnungsergebnisse detaillierte Aussagen treffen zu können, wurden zusätzliche Kennwerte (Tabelle 1) berechnet. Zur Auswertung der Auszeichnung hinsichtlich der Bestandesstruktur, wurde der Ausdünnungstyp der Teilnehmenden ermittelt. Dieser ist das sogenannte *NG*-Verhältnis zwischen der relativen entnommenen Stammzahl und der relativen entnommenen Grundfläche. Gilt $NG = 1$, so wurden indifferent Bäume rund um den Grundflächenmittelstamm zur Entnahme ausgezeichnet. Bei Werten von $NG > 1$ kann von einer Niederdurchforstung und bei Werten $NG < 1$ von einer Hochdurchforstung gesprochen werden (KASSIER 1993; POMMERENING et al. 2015; VÍTKOVÁ et al. 2016). Die relative entnommene Grundfläche steht stellvertretend für die Ausdünnungsintensität bei der Auszeichnung (GADOW et al. 2012; VÍTKOVÁ et al. 2016). Neben gängigen Durchschnittswerten sollen noch der durchschnittliche ökonomische Wert eines Festmeters (Festmeterwert) und der Quotient aus Holzerlös bzw. Holzwert und Habitatwert (Wertquotient) aufgeführt werden.

Tabelle 1: Übersicht weiterer berechneter Kenngrößen zur Auswertung der Flächen- und Auszeichnungsergebnisse

Parameter	Einheit	Berechnung	Erklärung
Ausdünnungsintensität rG	[-]	$rG = \frac{G_{ent}}{G_{ges}}$	Verhältnis von entnommener Grundfläche [m ² /ha] zur Bestandesgrundfläche [m ² /ha]
Ausdünnungstyp NG	[-]	$NG = \frac{rN}{rG}$ mit $rN = \frac{N_{ent}}{N_{ges}}$	Verhältnis von relativ entnommener Stammzahl [N/ha] zu relativ entnommener Grundfläche [m ² /ha]
Festmeterwert FmW	[€/VFm o. EFm]	$FmW = \frac{\text{ökon}W}{V}$	Verhältnis des Holzerlöses [€] eines Baumes zu seinem Volumen [VFm oder EFm]
Wertquotient WQ	[€/Punkt]	$WQ = \frac{\text{ökon}W}{HW}$	Verhältnis des Holzerlöses [€] eines Baumes zu seinem Habitatwert [Punkte]

2.5.3 Statistische Auswertung

Bei fast allen erfassten Parametern konnte keine Normalverteilung mit dem SHAPIRO-WILK-Test⁶ und mit einer grafischen Analyse mittels Quantil-Quantil-Plots⁷ (Q-Q-Plots) festgestellt werden. In allen weiteren statistischen Untersuchungen wurde daher, wenn nicht explizit anders beschrieben, mit nicht-parametrischen, verteilungsfreien Verfahren gearbeitet. Um metrische Daten auf mögliche Zusammenhänge zu prüfen, wurden Korrelationsanalysen durchgeführt. Die Korrelation ist ein „Maß für die Stärke des Zusammenhangs zwischen [zwei Parametern] X und Y“ (FAHRMEIR et al. 2016, S. 140) und kann mit Korrelationskoeffizienten beschrieben werden. Als nicht-parametrischer Rangkorrelationskoeffizient wurde SPEARMANS⁸ Korrelationskoeffizient r_{SP} berechnet, bei dem den ursprünglichen X- und Y-Daten Ränge zugeordnet werden und der Zusammenhang der Rangpaare geprüft wird (FAHRMEIR et al. 2016). SPEARMANS Korrelationskoeffizient misst die Stärke von monotonen und damit nicht zwangsläufig von linearen Zusammenhängen (z.B. parametrischer Korrelationskoeffizient nach PEARSON) und ist ferner auch für ordinalskalierte Daten geeignet. Der Koeffizient nimmt Werte zwischen -1 und 1 an und deutet bei $r_{SP} > 0$ auf einen gleichsinnigen monotonen, bei $r_{SP} < 0$ auf einen gegensinnigen monotonen und bei $r_{SP} \approx 0$ auf keinen monotonen Zusammenhang hin (FAHRMEIR et al. 2016). Sollte doch wider Erwarten bei wenigen Parametern Normalverteilung vorliegen und der Korrelationskoeffizient r_{SP} auf einen monotonen Zusammenhang hindeuten, so wurde eine lineare Regression⁹ erstellt und das Bestimmtheitsmaß R^2 ($0 \leq R^2 \leq 1$), welches bei größeren Werten eine bessere Güte der Modellanpassung an die realen Daten beschreibt (FAHRMEIR et al. 2016), vermerkt. Im Falle von signifikant korrelierenden Parametern, bei denen es sich speziell um Zähldaten handelt, wurde eine POISSON-Regression¹⁰ erstellt, um eventuelle Abhängigkeit zwischen den Parametern zu bestätigen, welche eintreten, sobald der *p*-value kleiner als 0,05 ist (SCHLICHT 2022). Um paarweise Lageunterschiede zwischen den Baumarten oder den Auszeichnungsgruppen festzustellen, kam der nicht-parametrische MANN-WHITNEY-U-Test¹¹ (auch WILCOXON-Rangsummen-Test), kurz U-Test, zur Anwendung. Aufgrund des geringen Stichprobenumfangs von Berg-Ahornen, Ebereschen, Schwarz-Erlen und Hirsch-Holunder wurden diese nicht mit in die Tests einbezogen. Der Test eignet sich für ordinal und metrisch skalierte Messwerte und benötigt zwei unabhängige Stichproben aus stetigen Verteilungen mit ähnlicher Verteilungsform. Mit dem Test wird die Lage der beiden Verteilungen zueinander geprüft, indem auch hier den Werten der Grundgesamtheiten Rangzahlen zugeordnet werden und anschließend die Prüfgröße U berechnet wird (HEDDERICH und SACHS 2012; KÖHLER et al. 2012). „Der Test ist empfindlich gegenüber Medianwertunterschieden, weniger empfindlich bei unterschiedlichen Schiefen und unempfindlich für Varianzunterschiede“ (HEDDERICH und SACHS 2012, S. 482).

⁶ R-Eingabe SHAPIRO-WILK-Test: `shapiro.test(X)`, H0 (Nullhypothese): Werte der Stichprobe sind normalverteilt, H1 (Alternativhypothese): Werte der Stichprobe sind normalverteilt

⁷ R-Eingabe Q-Q-Plots: `qqnorm(X)`, optional: `qqline(X)`; grafische Interpretation: Liegen die Daten auf der Linie?

⁸ R-Eingabe SPEARMANS Korrelationskoeffizient: `cor.test(~ X + Y, data = Daten, method = "spearman", exact = TRUE)`

⁹ R-Eingabe lineares Modell: `model <- lm(Y ~ 1+X, data = Daten)`, `summary(model)`

¹⁰ R-Eingabe Poisson-Regression: `model <- glm(Y ~ 1+X, data = Daten, family = poisson)`; `summary(model)`

¹¹ R-Eingabe U-Test: `wilcox.test(Y ~ X, data=Daten, paired=TRUE, exact=TRUE)`

Die zu prüfenden Hypothesen des U-Tests lauten:

- H0: Die Lage der geprüften Verteilungen ist gleich. Die Stichprobenmesswerte stammen somit aus der gleichen Grundgesamtheit. (Nullhypothese)
- H1: Die Lage der geprüften Verteilungen ist ungleich, sodass die Stichprobenmesswerte nicht aus der gleichen Grundgesamtheit stammen. (Alternativhypothese)

Tabelle 2 zeigt die im Rahmen der statistischen Tests verwendeten Signifikanzniveaus.

Tabelle 2: Übersicht der genutzten Signifikanzniveaus im Vergleich mit p -value bzw. Irrtumswahrscheinlichkeiten

Signifikanzniveau	Kennzeichnung	Bezeichnung	Irrtumswahrscheinlichkeit
$p \geq 0,05$	n.s.	nicht signifikant	
$p < 0,05$	*	signifikant	5 %
$p < 0,01$	**	hochsignifikant	1 %
$p < 0,001$	***	höchstsignifikant	0,1 %

3 Ergebnisse

Die Auswertung der Ergebnisse erfolgt in waldbaulicher Reihenfolge und beginnt daher mit Abteilung 138 – Ausgangssituation, über Abteilung 136 – Überführung und endet mit dem Bergmischwald in Abteilung 137. Bei der Auswertung der Auszeichnungsübung wird hingegen in der Reihenfolge 137 – 138 – 136 des Übungsparcours ausgewertet. Die ausführlichen Ergebnisse der MANN-WHITNEY-U-Tests und der Korrelationsanalysen sind in Anhang E und F zu finden.

3.1 Marteloscope

3.1.1 Flächendaten

Tabelle 3 gibt einen Überblick über die **wesentlichen Flächendaten** der vorkommenden Baumarten.

Tabelle 3: wesentliche Flächendaten der drei Marteloscope unterteilt nach Baumart und Status der Bäume

Fläche	Baumart	lebende Bäume			stehendes Totholz		
		Stammzahl [N/ha]	G [m ² /ha]	Vorrat [VFm/ha]	Stammzahl [N/ha]	G [m ² /ha]	Vorrat [m ³ /ha]
Abt. 138 Ausgangssituation	<i>Picea abies</i>	325	36,08	476,66	32	1,26	7,23
	<i>Fagus sylvatica</i>	1	0,03	0,28	0	0,00	0,00
Gesamt	2	326	36,11	476,94	32	1,26	7,23
Abt. 136 Überführung	<i>Picea abies</i>	163	33,04	508,48	14	1,74	2,07
	<i>Fagus sylvatica</i>	88	0,68	4,09	0	0,00	0,00
	<i>Abies alba</i>	184	1,35	5,30	0	0,00	0,00
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	7	0,06	0,29	0	0,00	0,00
	<i>Sorbus aucuparia</i>	5	0,03	0,13	0	0,00	0,00
	<i>Alnus glutinosa</i>	4	0,02	0,07	0	0,00	0,00
	<i>Sambucus racemosa</i>	2	0,01	0,03	0	0,00	0,00
Gesamt	7	453	35,19	518,40	14	1,74	2,07
Abt. 137 Bergmischwald	<i>Picea abies</i>	261	14,69	213,78	48	1,60	6,19
	<i>Fagus sylvatica</i>	109	13,31	230,42	3	1,08	9,98
	<i>Abies alba</i>	20	7,67	123,72	1	0,90	4,86
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	4	0,25	2,99	0	0,00	0,00
	<i>Sorbus aucuparia</i>	0	0,00	0,00	1	0,03	0,21
Gesamt	5	395	35,92	570,91	54	3,61	21,24

Insgesamt sind in der Marteloskop-Sequenz sieben Baumarten zu finden, wovon die Ausgangssituation (Abt. 138) mit Fichte und Rotbuche am artenärmsten ausfällt. Diese beiden Baumarten sind auf allen Flächen zu finden und werden in der Überführungssituation (Abt. 136) und im Bergmischwald (Abt. 137) mindestens um große Anteile an Weißtanne ergänzt, sodass diese drei Baumarten nahezu immer den gesamten Vorrat und die Grundfläche ausmachen. Grundsätzlich werden die Flächen von der Fichte dominiert, wobei diese in Abteilung 137 mit rund 37 % nur knapp den 40 % des Vorratsanteils der Rotbuche unterliegt. Die Grundflächen- und Vorratswerte von Berg-Ahorn, Eberesche, Schwarz-Erle und Hirsch-Holunder machen in Summe maximal 0,7 % ihrer Gesamtbestände aus. Obwohl die Überführungssituation (Abt. 136) mit 453 N/ha die stammzahlreichste Fläche ist, besitzt sie mit 518 VFm/ha nur den mittleren Vorrat. Dazu verhält sich die Bergmischwaldfläche mit der mittleren Stammzahl von 395 N/ha und dem höchsten Vorrat von rund 571 VFm/ha invers.

Die Ausgangssituation (Abt. 138) weist mit 326 N/ha und rund 477 VFm/ha die kleinste Stammzahl und den niedrigsten Vorrat auf. Die Grundfläche des lebenden Holzes der drei Marteloskope unterscheidet maximal 1 m²/ha mit Werten zwischen 35,2 und 36,1 m²/ha. Hierfür sind Maximalhöhen von rund 32 m (Abt. 138), 41,5 m (Abt. 136) und 47 m (Abt. 137) verantwortlich. Das stehende Totholz wird nur im Marteloskop Bergmischwald (Abt. 137) nicht allein von Fichten gestellt. Stehendes Totholz der Rotbuche nimmt hier knapp die Hälfte der größten Totholzmenge von rund 21 m³/ha ein. Die geringste Menge an Stehendtotholz ist mit rund 2 m³/ha auf der Überführungssituation (Abt. 136) zu finden, während die Ausgangssituation mit einem Drittel des Volumenwertes der Bergmischwaldfläche etwas mehr aufweist.

In Abbildung 2 sind die **Stammfußkarten** der drei Marteloskope dargestellt. Die Ausgangssituation (Abt. 138; 0,96 ha) zeigt eine grundlegend homogene Verteilung der Fichten, in der noch alte Pflanzreihen zu erkennen sind. Die ausschließlich gepflanzten rechteckigen Verjüngungsflächen zwischen rund 0,05 ha und 0,1 ha liegen in gleichen mittleren Abständen zueinander angeordnet. Die süd-östliche Ecke der Fläche enthält noch keine erfasste Verjüngung.

Auf der Stammfußkarte der Überführungssituation (Abt. 136; 0,57 ha) ist die Fichte flächig vertreten und wird von kleinflächigen Tannen- und Buchenvoranbauten sowie einzelnen Laubhölzern im oberen Teil der Karte entlang des dort verlaufenden Riedertbaches durchdrungen. Es zeigen sich sowohl Kunst- als auch Naturverjüngungspolygone, sodass nahezu die gesamte Fläche bis auf die Rückegassen verjüngt ist. Die Voranbauten sind alle deutlich höher als die Bereiche der Naturverjüngung. Die zwei fichtendominierten Verjüngungspolygone in Abteilung 136 sind die einzigen der Marteloskop-Sequenz.

Die trapezförmige Marteloskopfläche Bergmischwald (Abt. 137; 0,69 ha) weist eine räumlich heterogene Baumverteilung sowohl im Oberstand als auch in den darunterliegenden Schichten auf. Die starken Fichten und Rotbuchen sind mitunter aggregiert angeordnet und stehen selten fast auf demselben Stammfußpunkt. Die wenigen Weißtannen kommen vereinzelter, aber auch dicht nebeneinanderstehend vor. Insgesamt dominiert das Bild einer einzelstammweisen Mischung. Es ergibt sich das Bild, dass unter und um die Baumarten des Oberstandes kaum wieder die gleichen Baumarten aufwachsen. In den darunterliegenden Schichten ist Fichte am flächigsten vertreten, was sich mit der nachfolgenden Stammzahlkurve deckt, und wird teilweise bereits von anderen Baumarten wieder unterwachsen. Auf der Fläche ist ausschließlich Naturverjüngung zu finden und auch die einzigen von Berg-Ahorn dominierten Verjüngungspolygone, welche sich in einem Fall um die einzigen erfassten Berg-Ahorne der Fläche anordnen. Bereiche ohne erfasste Verjüngungspolygone sind vorrangig unter Bereichen mit starken Bäumen mit großer Kronenschirmfläche zu finden.

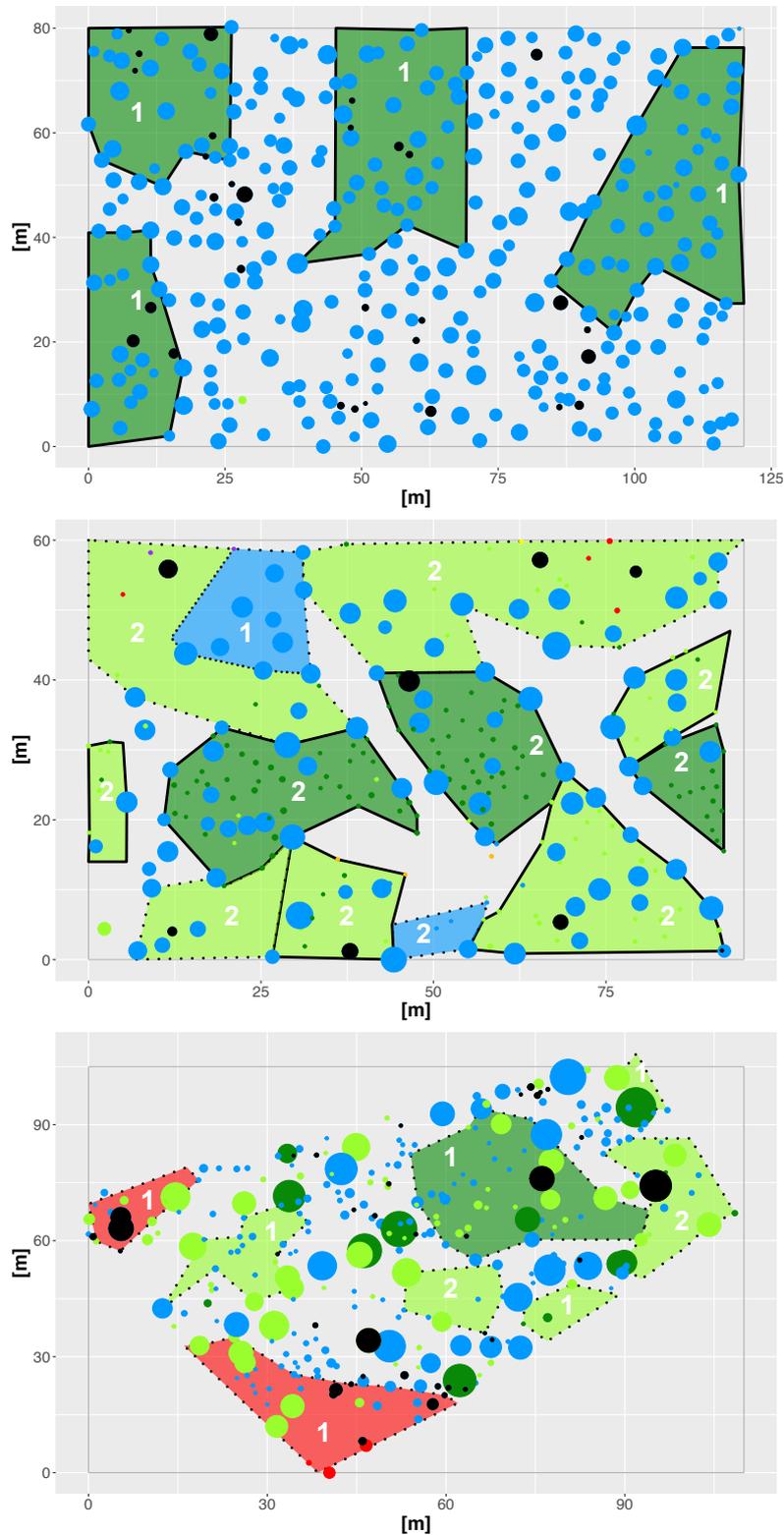


Abbildung 2: Stammfußkarten der Abteilungen 138, 136 und 137 (von oben nach unten). Die Punktdurchmesser wurden proportional zum BHD gewählt. Schwarze Punkte sind tote Baumkörper. Zur besseren Sichtbarkeit wurde Abteilung 136 nicht eingeordnet und die Trapezform in Abteilung 137 belassen. Der Linientyp der Verjüngungspolygone entspricht der Verjüngungsart: Kunstverjüngung (KV) = durchgezogene Linie, Naturverjüngung (NV) = gepunktet. Höhenstufe 1 umfasst Bäume $\leq 1,5$ m, Stufe 2 $\geq 1,5$ m.

Die **Stammzahlkurven** (fortan auch: Stamm-Durchmesserverteilung, Durchmesserverteilung) der drei Marteloskope sind in Abbildung 3 dargestellt. Die Kurve des Marteloskops Ausgangssituation zeigt die unimodale Verteilung des Fichtenreinbestandes. Der BHD des dicksten Baumes beträgt 55,6 cm, der des dünnsten lebenden Baumes 8,2 cm bei einem Durchmesser des lebenden Grundflächenmittelstammes von 37,6 cm. Die Stammzahlverteilung zeigt keine deutliche Schiefe. Das stehende Totholz kommt bis auf die besonders totholzreiche Durchmesserklasse von 12,5 cm bis < 17,5 cm gleichmäßig auf der Fläche vor. Der größte tote BHD liegt bei 41,8 cm.

Das Marteloskop Überführung besitzt eine bimodale Stammzahlverteilung aus dem alten Fichtenoberstand und den darunterliegenden Voranbauten. Der lebende Oberstand weist Durchmesser zwischen 33,5 cm und 76,4 cm auf, wobei ein Großteil der Fichten in die Klassen zwischen 47,5 cm und 57,5 cm fällt. Es ist wenig stehendes Totholz im unteren Durchmesserbereich der sehr flachen, gestreckten Glockenkurve des Oberstandes vorhanden. Zwischen der Verteilung des Oberstandes und des Unterstandes besteht eine Lücke an lebendem Holz in den Durchmesserklassen mit der Klassenmitte 20, 25 und 30 cm. In der überproportional stammzahlreichsten ersten Durchmesserklasse sind knapp ein Drittel aller Individuen Weißtannen. Die zweithäufigste Baumart dieser Klasse ist die Rotbuche gefolgt von geringen Anteilen an Fichte und noch weniger Eberesche, Berg-Ahorn, Schwarz-Erle und Hirsch-Holunder. In der zweiten Durchmesserklasse sind noch wenige Tannen der Voranbauten und ein Ahorn vorhanden.

Die Stammzahlverteilung des Bergmischwald-Marteloskops folgt insgesamt einer exponentiell fallenden Kurve. Bis auf die BHD-Klassen mit der Mitte 45, 105 und 110 cm sind alle BHD-Klassen zwischen der Messschwelle von 7,5 cm und dem Maximalwert von 112,9 cm einer Weißtanne gefüllt. Die Verteilung beginnt mit einem schnell abfallenden stammzahlreichen Unterstand, in dem bis in die 25-cm-Klasse Fichten überwiegen. Als zweithäufigste Baumart in den Wuchsklassen bis zum einschließlich starken Stangenholz kann die Rotbuche festgestellt werden. Im mittleren Bereich der Verteilung zwischen den Klassen 50 – 80 cm ist die Rotbuche anteilmäßig vorherrschend vertreten. Der oberste Durchmesserbereich wird in Abteilung 137 vor allem durch wenige Weißtannen gebildet. Fichten oberhalb des starken Stangenholzes sind konstant mit vorhanden. Die einzigen stärkeren Berg-Ahorne sind im schwachen Baumholz angesiedelt. Stehendes Totholz ist am meisten in den ersten drei schwächsten Klassen vorhanden. In höheren Durchmesserklassen tritt es vereinzelt auf. Das mit 88,9 cm stärkste stehende Totholz ist der Holzkörper einer Weißtanne.

Baumart

 Sambucus racemosa	 Alnus glutinosa	 Abies alba	 Picea abies
 Sorbus aucuparia	 Acer pseudoplatanus	 Fagus sylvatica	

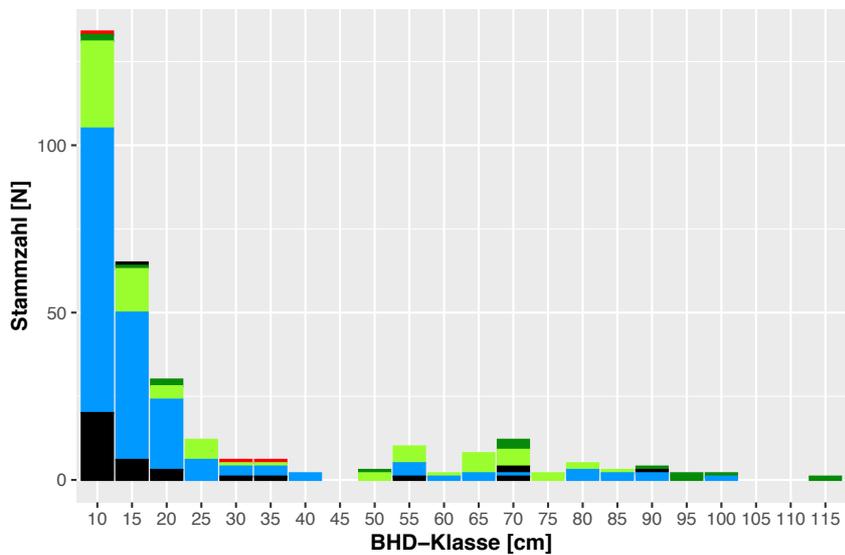
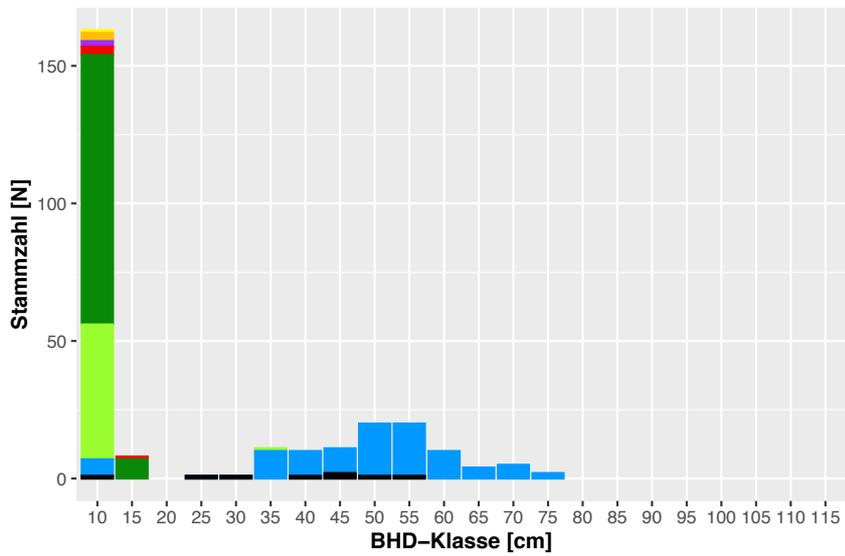
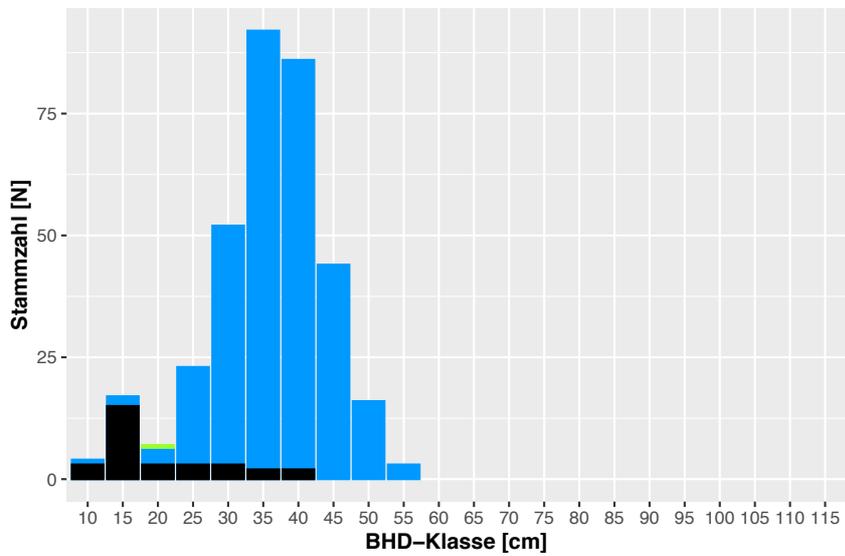


Abbildung 3: Stammzahlverteilungen über die BHD-Klassen [cm] der Abteilungen 138, 136 und 137 (von oben nach unten). Schwarze Balken entsprechen den toten Baumkörpern.

Für weitere Betrachtungen können aus den Stammzahlkurven die **Grundflächenkurven** abgeleitet werden, welche eine räumlichere Interpretation des Bestandesaufbaus ermöglichen. Diesbezüglich wird auf den Anhang B - 1 verwiesen.

Die detaillierten baumartenweisen Ergebnisse für den Holzerlös, die Sortimentsverteilung und die ökologische Bewertung sind in den Kapiteln 3.1.2 bis 3.1.4 zu finden, sodass hier vorerst die bestandesweisen Ergebnisse präsentiert werden. Den größten **ökonomischen Gesamtwert** besitzt das Bergmischwald-Marteloskop (Abt. 137) mit rund 34244 €/ha (Tabelle 5). Mit einem großen Abstand von rund 11580 €/ha folgt danach die Überführungsfläche (Abt. 136) mit 22665 €/ha, welche sich nur um rund 3000 €/ha von den 19962 €/ha des Marteloscops Ausgangssituation (Abt. 138) abhebt. Alles Totholz wurde immer mit dem Brennholzwert bewertet. Abteilung 137 hebt sich in der Sortimentsverteilung grundsätzlich von den anderen Abteilungen ab und unterscheidet sich durch das Vorkommen der einzigen A-Holz-Sortimente. Hingegen sind kaum Sortimentsunterschiede zwischen Abteilung 138 und 136 zu finden. Die Bergmischwaldfläche besitzt ebenso den höchsten **Habitatwert** von 5293 Punkten/ha bei einer vorgefundenen Anzahl von 523 Mikrohabitaten/ha (Tabelle 6). Es folgt die Ausgangssituation mit 3556 Punkten/ha, die sich aus 455 gezählten Mikrohabitaten ergeben. Die Überführungssituation weist mit 2114 Punkten/ha geringsten ökologischen Wert auf und zählt auch nur 239 Mikrohabitate/ha. Über alle Baumarten und Flächen kommt an knapp der Hälfte der Baumkörper mindestens ein Mikrohabitat vor (Tabelle 4).

Tabelle 4: prozentuales Vorkommen von Mikrohabitaten (≥ 1 Mikrohabitat am Baum) nach Baumarten für die drei Marteloskope und über alle Flächen. Die Anteile umfassen die erfassten Mikrohabitate aller lebenden und toten Bäume.

Baumart	TreMs-Vorkommen [%]			
	Abt. 138	Abt. 136	Abt. 137	über Alle
<i>Picea abies</i>	72,3	64,4	35,2	58,7
<i>Fagus sylvatica</i>	100,0	8,0	51,9	38,1
<i>Abies alba</i>	-	6,7	60,0	13,3
<i>Acer pseudoplatanus</i>	-	0,0	66,7	28,6
<i>Sorbus aucuparia</i>	-	0,0	100,0	25,0
<i>Alnus glutinosa</i>	-	0,0	-	0,0
<i>Sambucus racemosa</i>	-	100,0	-	100,0
Laubholz	100,0	8,3	53,1	34,5
Nadelholz	72,3	35,0	37,3	51,6
	72,4	28,9	41,4	48,9

Auf allen Flächen der Marteloskop-Sequenz sind die Mikrohabitatgruppen EP2 (Myxomyceten/Schleimpilze) und NE2 (Nester wirbelloser Tiere) nicht vorhanden (Abbildung 6). Die beiden häufigsten Mikrohabitatgruppen sind auf allen drei Flächen gleich: Stammfußhöhlen (GR1) sind die häufigste und freiliegendes Splintholz (IN1) die zweithäufigste Gruppe. Darüber hinaus kommen auf den drei Flächen häufig noch Rindentaschen (BA1) und auf der Ausgangs- und der Überführungssituation Harzfluss (OT1) vor.

3.1.2 Einfluss der Baumart

Zunächst soll der Einfluss der Baumarten auf die **ökonomische Bewertung** dargelegt werden. Tabelle 5 zeigt die **Holzerlöse** der vorkommenden Baumarten für die Marteloskope. Auf den ersten beiden Flächen der Überführungsserie macht das Nadelholz jeweils rund 99 % des gesamten ökonomischen Bestandeswertes aus. Der Wert der Fichten ist dabei auf der doppelt so alten Überführungsfläche mit rund 127 €/Baum mindestens doppelt so hoch wie der der 60-jährigen Ausgangssituation (rund 56 €/Baum). Auf dem Marteloskop Bergmischwald nimmt zudem die Rotbuche mit einem durchschnittlichen Wert von rund 108 €/Baum 35 % des ökonomischen Flächenwertes ein. Die wenigen vorhandenen Tannen besitzen den größten mittleren Holzwert aller Bäume in Höhe von 421 €/Baum und stellen dennoch nur knapp über einem Viertel des gesamten Bestandeswertes. Von allen anderen Baumarten erzielt allein der Berg-Ahorn noch erwähnenswerte Ergebnisse von rund 117 €/ha im Bergmischwald.

Tabelle 5: summierte, durchschnittliche und anteilige Holzerlöse (HE) der Marteloskope nach Baumarten gelistet

Fläche	Baumart	HE		
		Summe [€/ha]	Ø Summe [€/Baum]	Anteil [%]
Abt. 138 Ausgangssituation	<i>Picea abies</i>	19953,49	55,85	99,96
	<i>Fagus sylvatica</i>	8,64	8,29	0,04
	Laubholz	8,64	8,29	0,04
	Nadelholz	19953,49	55,85	99,96
Gesamt	2	19962,13	55,71	100,00
Abt. 136 Überführung	<i>Picea abies</i>	22425,49	126,56	98,94
	<i>Fagus sylvatica</i>	125,91	1,44	0,56
	<i>Abies alba</i>	97,67	0,53	0,43
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	8,78	1,25	0,04
	<i>Sorbus aucuparia</i>	4,11	0,78	0,02
	<i>Alnus glutinosa</i>	2,23	0,64	0,01
	<i>Sambucus racemosa</i>	0,94	0,53	0,00
	Laubholz	142	1,35	0,6
Nadelholz	22523	62,32	99,4	
Gesamt	7	22665,13	48,57	100,0
Abt. 137 Bergmischwald	<i>Picea abies</i>	12887,04	41,66	37,6
	<i>Fagus sylvatica</i>	12056,61	107,83	35,2
	<i>Abies alba</i>	9177,46	421,33	26,8
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	116,95	26,85	0,3
	<i>Sorbus aucuparia</i>	6,39	4,40	0,0
	Laubholz	12179,96	103,55	35,6
Nadelholz	22064,49	66,64	64,4	
Gesamt	5	34244,45	76,32	100,00

Abbildung 4 ergänzt Tabelle 5 um die Verteilungen der Holzerlöse zwischen den Baumarten. Es sind allein die Holzerlöse der lebenden Individuen dargestellt. Für eine bessere Sichtbarkeit der Plots wurde die Ordinate logarithmiert. Auf den Marteloskopen mit mehreren Baumarten (Abt. 136 und 137) unterscheiden sich die Holzerlöse zwischen den drei Baumarten Fichte, Tanne und Buche jeweils mindestens signifikant ($p \leq 0,038$). Den höchsten absoluten Holzwert (1534,86 €/Baum) und den höchsten Median aller Flächen besitzen die Weißtannen in Abteilung 137. Der wertvollste Baum in der Ausgangssituation liegt bei 173,71 €/Baum und auf der Überführungsfläche bei 415,61 €/Baum. Die Streuungen sind im Marteloskop Bergmischwald am größten.

Besonders die Fichten weisen abseits der tiefliegenden Mediane der Holzerlöse gleichzeitig werthaltige Ausreiser auf.

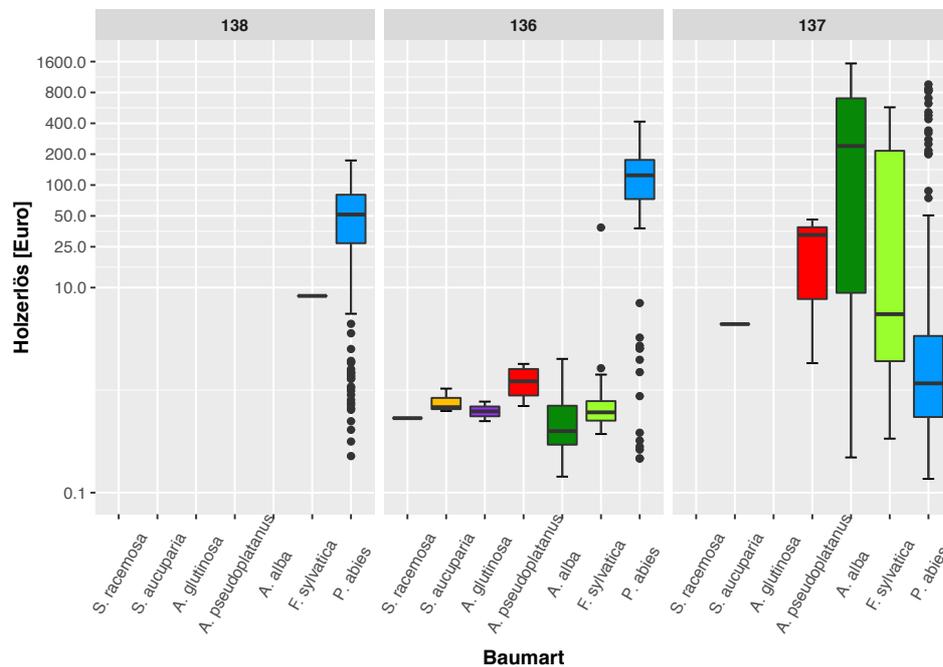


Abbildung 4: absolute Holzerlöse [€] pro Baum nach Baumarten für die drei Marteloskope in Abteilung 138, 136 und 137

Zur besseren Vergleichbarkeit der Holzwerke wurden diese noch auf das Volumen der Bäume bezogen und so der **Festmeterwert** berechnet (Anhang B - 2). Auch hier bestätigen sich die signifikanten Unterschiede zwischen den Festmeterwerten der drei geprüften Baumarten Fichte, Weißtanne und Rotbuche.

Abbildung 5 zeigt die prozentualen Anteile der **Holzqualitäten** an den lebenden Vorräten der einzelnen Baumarten getrennt nach den drei Marteloskopen. Für die Holzqualitäten wurden keine statistischen Tests durchgeführt. Insgesamt wurden alle fünf Qualitätsklassen mindestens einmal erfasst. A-Holz-Qualitäten sind nur auf der Bergmischwaldfläche zu finden. Zwischen den Flächen lässt sich nur die Baumart Fichte plausibel vergleichen. Die Fichten der Marteloskope Ausgangssituation (Abt. 138) und Überführung (Abt. 136) ähneln sich qualitativ sehr. Am größten fällt mit rund 53 % der B-Holz-Anteil aus. Gefolgt wird dieser von zwei ähnlichen großen D- und Brennholz-Anteilen mit jeweils maximal rund 20 % und einem Rest an C-Holz. Die Fichten der Bergmischwaldfläche weisen insgesamt bessere Holzqualitäten als die der vorgeschalteten Marteloskope auf. Die Anteile an D-Holz haben sich bei gleichzeitig sinkenden Brennholzanteilen zu denen des qualitativ besseren C-Holzes verändert, sodass die B-Holz-Prozente annähernd gleichbleiben ($\approx 50\%$). Hinzu kommen knapp 16 % A-Holz-Anteile bei den benannten Fichten. Die Weißtanne produziert bereits auf der Überführungsfläche geringe 3 % Prozent an B-Holz. Auf der Bergmischwaldfläche stellt sie sich als wertholzhaltigste Baumart mit knapp einem Drittel an A-Holz-Anteilen heraus. Die Weißtannen in Abteilung 137 besitzen somit doppelt so viel Furnierqualitäten wie die Fichten auf der gleichen Fläche. Die Weißtannen weisen neben dem A-Holz noch viel gutes bis mittleres Sägeholz der Klasse B ($\approx 42\%$) und C ($\approx 14\%$) auf, sodass nur geringe D- und Brennholzanteile übrigbleiben.

Beim Laubholz sind andere Qualitäten als Brennholz ausschließlich in im Marteloskop Bergmischwald zu finden. Die Rotbuche weist in dieser Fläche nichtsdestotrotz überwiegend qualitativ schlechtes Brennholz (45 %) oder durchschnittliches C-Holz (48 %) auf. Die restlichen Anteile der Rotbuche sind vernachlässigbar wenige D- und B-Qualitäten. Die Berg-Ahorne zeigen neben den Brennholzanteilen noch rund 17 % B-Holz und rund 12 % C-Holz.

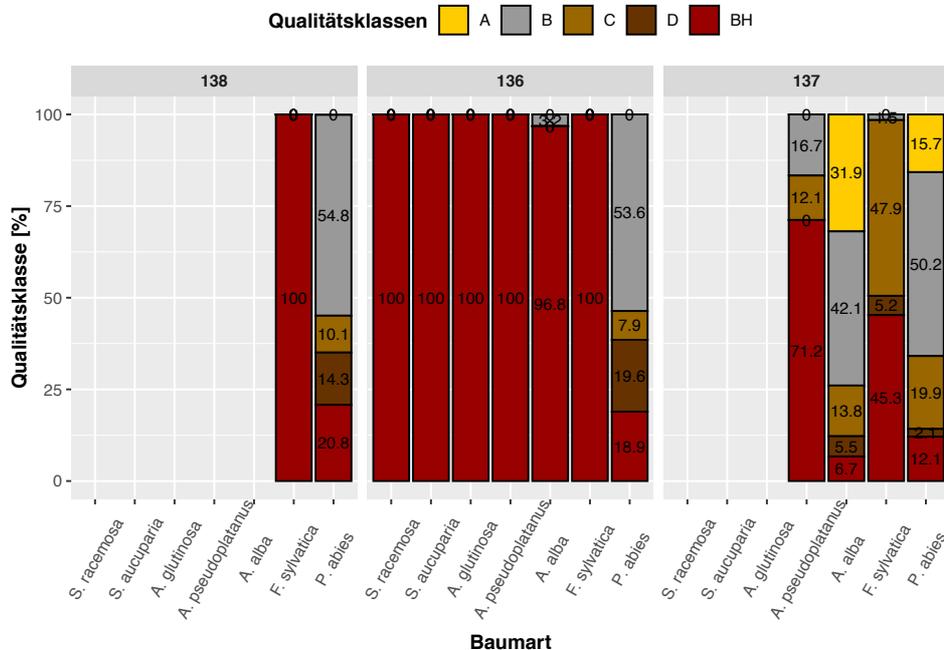


Abbildung 5: Anteile der Holz-Qualitätsklassen nach Baumarten für die drei Marteloskope in Abteilung 138, 136 und 137

Die folgenden Ergebnisse der **ökologischen Bewertung** beziehen sich gleichermaßen auf lebende Bäume wie auf vorkommendes stehendes Totholz in den Marteloskopen.

Abbildung 6 zeigt die **relativen Häufigkeiten der Mikrohabitatgruppen** (anhand der Anzahlen) nach Baumarten getrennt für die Marteloskop-Sequenz. Die relative Darstellungsform wurde zur besseren Vergleichbarkeit der unterschiedlich großen Marteloskope gewählt. Die vorhandenen Baumartenanteile spiegeln sich grundlegend auch in der Beteiligung der Baumarten bei den Mikrohabitatanzahlen wider. Die Lageunterschiede zwischen den Fichten der Flächen (Anhang E - 2) und den Baumarten in Abteilung 137 (Anhang E - 1) wurden mithilfe des U-Tests und den absoluten Zählwerten geprüft.

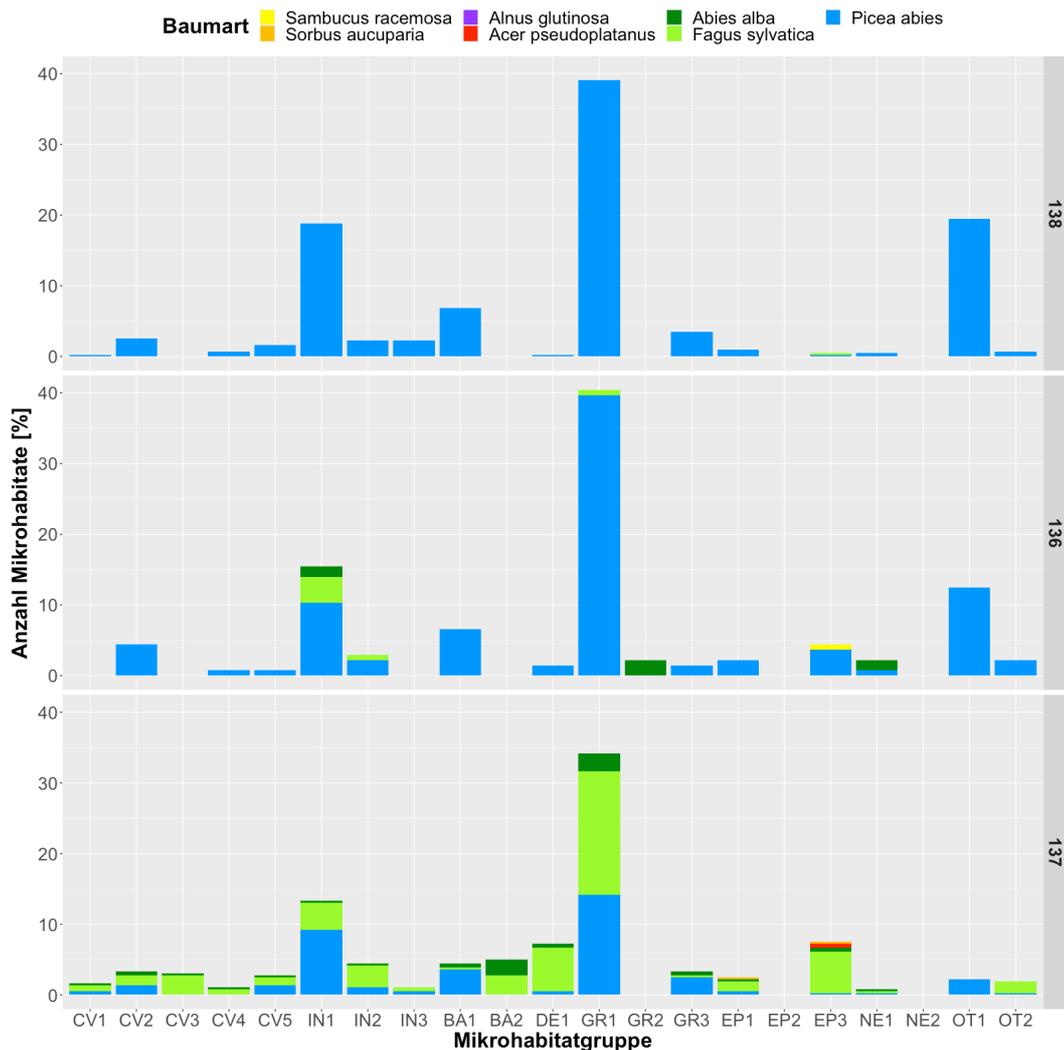


Abbildung 6: relative Häufigkeiten der Mikrohabitatgruppen anhand deren erfassten Anzahlen nach Baumarten für die drei Martelloskope der Abteilung 138, 136 und 137. Die entsprechenden Codes sind im Anhang A - 9 zu finden.

Die Bergmischwaldfläche weist nur in drei Gruppen keine Mikrohabitats auf. Davon sind zwei die auf allen Flächen nicht vorhandenen Schleimpilze (EP2) und Nester wirbelloser Tiere (NE2). Hexenbesen (GR2) sind auf dieser Fläche und in der Ausgangssituation ebenso nicht zu finden. Sie werden jedoch auf der Fläche der Überführungssituation ausschließlich von wenigen Weißtannen gebildet. In Abteilung 138 und 136 sind zudem keine Asthöhlen (CV3) zu finden, die in Abteilung 137 nur von Rotbuchen und Weißtannen gebildet werden. Identisch verhält es sich zwischen den Flächen mit groben Rindenstrukturen (BA2). Abteilung 136 weist als einzige Fläche keine Spechthöhlen (CV1) und keine Risse und Spalten (IN3) auf. Die auf der gesamten Martelloskop-Sequenz häufigste Mikrohabitatgruppe der Stammfußhöhlen (GR1) weist nur in der Bergmischwaldfläche nicht den größten Anteil an Fichte auf, da Rotbuche hier über die Hälfte der Anzahlen des Mikrohabitats ausmacht. Ab der Überführungssituation nehmen die Rotbuche und die Tanne zudem bei IN1 ebenso einen Anteil ein. Die auf den Flächen häufig vorkommenden Rindentaschen (BA1) und Harzfluss (OT1) werden fast nur von Fichten bereitgestellt. Dabei ist die Anzahl der fichtenbezogenen Rindentaschen nicht signifikant flächenverschieden, während der Harzfluss an den Fichten zwischen den Martelloskopen mindestens signifikant unterschiedlich ($p \leq 0,026$) ausfällt. Der Harzfluss nimmt im Fortgang der waldbaulichen Zeitfolge signifikant ab.

Als weitere, besonders von Rotbuche geprägte Mikrohabitate sind Kronentotholz (DE1) und verschiedene Epiphyten (EP3), wie Moose und Farne, anzuführen. Diese kommen dann auch nur auf der Bergmischwaldfläche in hoher Anzahl vor. Hier sind Epiphyten auch am Berg-Ahorn vertreten. Der einzige vorhandene Hirsch-Holunder auf der Überführungsfläche ist zudem stark bemoost. Innerhalb der Fichten unterscheidet sich das Vorkommen der verschiedenen Epiphyten (EP3) und des Kronentotholzes (DE1) zwischen Abteilung 137 und den jeweils anderen Flächen hochsignifikant ($p \leq 0,001$) bzw. höchstsignifikant ($p \leq 0,001$). Gruppen von Mikrohabitaten, die in geringer, aber stetiger Ausprägung über alle Flächen in ähnlicher relativer Häufigkeit auftreten, sind folgende: Stamm- und Mulmhöhlen (CV2), Wassertöpfe (Dendrotelme) und wassergefüllte Baumhöhlungen (CV4), Insektengalerien und Bohrlöcher (CV5), freiliegendes Kernholz und damit verbundene Stamm- und Kronenbrüche (IN2), Pilzfruchtkörper (EP1), Mikroböden in Krone und Rinde (OT2), sowie Krebse und Maserknollen (GR3). Die vier ersteren werden bei Anwesenheit der Rotbuche auf der Fläche (v.a. Abt. 137) auch vorrangig an ihr gezählt. Die Mikrohabitate CV2, IN2 und EP1 weisen bei alleiniger Betrachtung der Fichten keine Unterschiede zwischen den Marteloskop auf. Krebse (GR3) kommen an den Fichten auf der Überführungsfläche signifikant weniger vor. Nester von kleinen Wirbeltieren (NE1) lassen sich auf allen drei Marteloskop finden. Hierbei fallen jedoch die vergleichsweise hohen Anzahlen der Nester an jungen Weißtannen auf der Überführungsfläche auf. An den Schwarz-Erlen konnten keine Mikrohabitate erfasst werden.

Zusammenfassend überwiegen auf allen Flächen die gezählten epixylischen Mikrohabitate mit Anteilen über mindestens 50 % (Anhang B - 4). Die gezählten saproxylischen Mikrohabitate sind auf dem Marteloskop Überführung am wenigsten und auf dem Marteloskop Bergmischwald am meisten vertreten. Auf der Bergmischwaldfläche nehmen Rotbuchen die größten Anteile an den beiden Überordnungen ein. Wenn Weißtannen vorhanden sind, dann nehmen sie vergleichsweise geringe, aber gleiche Anteile an den gezählten saproxylischen und epixylischen Anteilen ein.

Die summierten, durchschnittlichen und anteiligen **Anzahlen der Mikrohabitate** sowie der Habitatwerte der Baumarten sind Tabelle 6 zu entnehmen.

Tabelle 6: summierte, durchschnittliche und anteilige Mikrohabitatanzahlen (TreMs) und Habitatwerte (HW) der Marteloskope nach Baumarten

Fläche	Baumart	TreMs			HW		
		Anzahl [N/ha]	Ø Anzahl [N/Baum]	Anteil [%]	Summe [Punkte/ha]	Ø Summe [Punkte/ Baum]	Anteil [%]
Abt. 138 Ausgangs- situation	<i>Picea abies</i>	454	1,3	99,8	3552	9,9	99,9
	<i>Fagus sylvatica</i>	1	1,0	0,2	4	4,0	0,1
	Laubholz	1	1,0	0,2	4	4,0	100,1
	Nadelholz	454	1,3	99,8	3552	9,9	99,9
Gesamt	2	455	1,3	100,0	3556	9,9	100,0
Abt. 136 Über- führung	<i>Picea abies</i>	212	1,2	89,0	1891	10,7	89,5
	<i>Fagus sylvatica</i>	12	0,1	5,1	104	1,2	4,9
	<i>Abies alba</i>	12	0,1	5,1	112	0,6	5,3
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	0	0,0	0,0	0	0,0	0,0
	<i>Sorbus aucuparia</i>	0	0,0	0,0	0	0,0	0,0
	<i>Alnus glutinosa</i>	0	0,0	0,0	0	0,0	0,0
	<i>Sambucus racemosa</i>	2	1,0	0,7	7	4,0	0,3
	Laubholz	14	0,1	5,9	111	1,1	5,2
Nadelholz	225	0,6	94,1	2004	5,5	94,8	
Gesamt	7	239	0,5	100,0	2114	4,5	100,0
Abt. 137 Berg- mischwald	<i>Picea abies</i>	202	0,7	38,6	1895	6,1	35,8
	<i>Fagus sylvatica</i>	264	2,4	50,6	2720	24,3	51,4
	<i>Abies alba</i>	51	2,3	9,7	608	27,9	11,5
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	3	0,7	0,6	12	2,7	0,2
	<i>Sorbus aucuparia</i>	3	2,0	0,6	58	40,0	1,1
	Laubholz	270	2,3	51,7	2790	23,7	52,7
Nadelholz	253	0,8	48,3	2503	7,6	47,3	
Gesamt	5	523	1,2	100,0	5293	11,8	100,0

Abbildung 7 ergänzt die Werte der Tabelle 6 um Streuungen und Mediane, welche sich gut zur Auswertung von Zählraten eignen. Es sind bis auf wenige Ausnahmen bei den unterrepräsentierten Baumarten nahezu immer auch Individuen ohne Mikrohabitate vorhanden. Die häufigste Anzahl von einem Mikrohabitat/Baum ($Z = 1$) ist zwischen den Fichten der Ausgangssituation und der Überführungsfläche gleich. Es ist kein signifikanter Unterschied zwischen den Verteilungen vorhanden, da auch die Lage der Interquartilsabstände identisch ist. Im Gegensatz dazu werden an den Fichten der Bergmischwaldfläche am häufigsten keine Mikrohabitate erfasst und auch der Durchschnitt liegt mit 0,7 Mikrohabitaten/Baum geringer ($\bar{x}_{Abt.138} = 1,3$ TreMs/Baum; $\bar{x}_{Abt.136} = 1,2$ TreMs/Baum). Die Mikrohabitatanzahl an diesen Fichten ist höchstsignifikant ($p < 0,000$) geringer als auf den ersten beiden Flächen. Trotzdem wurden maximal 7 Mikrohabitate an einer Fichte des Marteloskops Bergmischwald gezählt, was genau der Anzahl auf der Überführungsfläche. Die meistgezählte Anzahl an Fichten liegt bei 9 Mikrohabitaten/Baum im Marteloskop Ausgangssituation. Die Rotbuchen der ersten beiden Flächen der Marteloskop-Sequenz besitzen zwischen null und einem Mikrohabitat, wobei aufgrund der geringen Baumanzahl hier kein weiterer Vergleich möglich ist. Mit der Bergmischwaldfläche übertrumpfen die Rotbuchen alle anderen Baumarten und Flächen mit einer maximalen Mikrohabitatanzahl von 12 Mikrohabitaten. Sie besitzen mit durchschnittlich 2,4 Mikrohabitaten/Baum den höchsten Durchschnittswert, wenngleich, wie an den Fichten der ersten beiden Flächen, am meisten ein Mikrohabitat ($Z = 1$) an den Rotbuchen gefunden werden kann.

Die geschilderten Werte sorgen dafür, dass in Abteilung 137 die durchschnittlichen Anzahlen und Anteile ($\approx 52\%$) an gezählten Mikrohabitaten beim Laubholz höher ausfallen als auf den anderen Marteloscopen. Die Weißtannen des Bergmischwald-Marteloscops besitzen den größten Median, da an ihnen am häufigsten 3 Mikrohabitate/Baum gezählt werden können. Ihre durchschnittliche Anzahl an Mikrohabitaten liegt mit 2,3 Mikrohabitaten/Baum auf dem Level der Buchen. Sie zählen maximal 6 Mikrohabitate. Die Anzahlen der Mikrohabitate unterscheiden sich zwischen Rotbuchen und Weißtannen in Abteilung 137 und auch in Abteilung 136 nicht signifikant. Sie besitzen in Abteilung 137 signifikant ($p \leq 0,017$) mehr Mikrohabitate als die Fichten. Die Berg-Ahorne zählen am häufigsten ein Mikrohabitat in Abteilung 137. Für die bisher nicht benannten Baumarten lässt sich kein Schema in der Menge der festgestellten Mikrohabitate erkennen, da sie auch nur sehr geringe Anteile aller gezählten Mikrohabitate einnehmen.

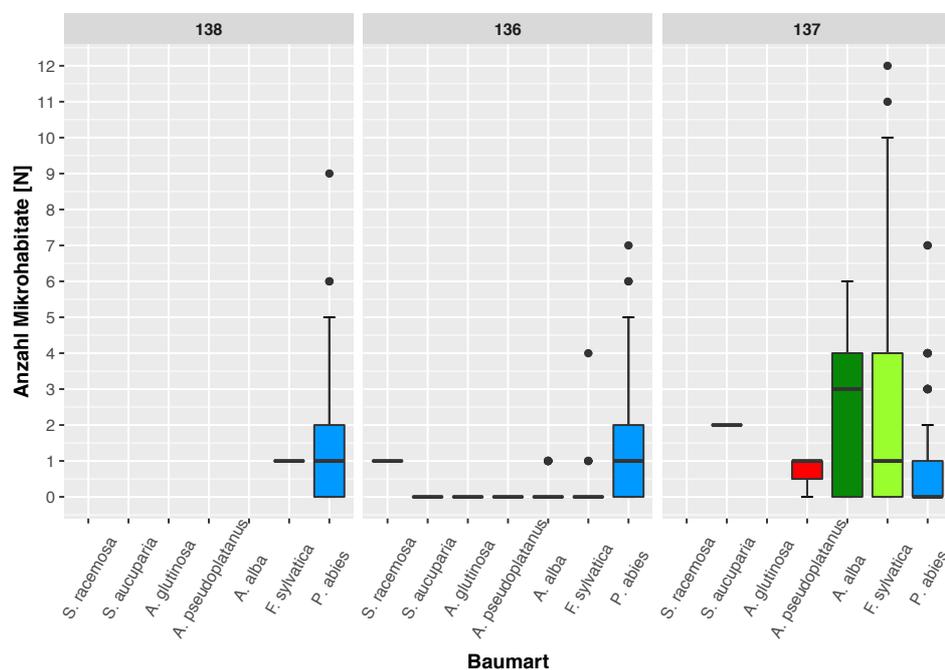


Abbildung 7: Mikrohabitatanzahl pro Baum nach Baumarten für die drei Marteloscopse der Abteilung 138, 136 und 137

Der **Habitatwert** zwischen den einzelnen Baumarten (Abbildung 8) verhält sich ähnlich wie die Anzahlen der Mikrohabitate. Es lassen sich dieselben Signifikanzen feststellen wie für die Zählwerte: Die Habitatwerte der Fichten in Abteilung 138 und 136 unterscheiden sich untereinander nicht, aber höchstsignifikant ($p < 0,000$) von denen der Abteilung 137. Zwischen den Habitatwerten von Weißtanne und Rotbuche besteht vor allem auf der Bergmischwaldfläche kein Unterschied, aber zu den Fichten derselben Fläche ($p \leq 0,035$). Ebenso verhalten sich die Habitatwerte der Baumarten in der Überführungsfläche ($p < 0,000$). Trotz, dass die Fichten der Überführungssituation weniger hohe maximale Anzahlen an Mikrohabitaten aufweisen, besitzen sie den höheren Maximalwert von 142 Punkten als die Fichten der Ausgangssituation ($x_{max,HW} = 126$) mit einer höheren Maximalzahl an Mikrohabitaten. Betrachtet man jedoch ausschließlich die Habitatwerte der lebenden Bäume auf den beiden Flächen, tauschen sich die Relationen wieder entsprechend den Anzahlen an Mikrohabitaten ($x_{max,HW,138} = .86$; $x_{max,HW,136} = .47$). Die lebenden Rotbuchen des Bergmischwald-Marteloscops weisen den höchsten Habitatwert der Marteloscop-Sequenz mit 233 Punkten/Baum auf.

Die höchsten durchschnittlichen Habitatwerte ($\bar{x} \approx 28$ Punkte/Baum) mit aussagekräftigem Stichprobenumfang besitzen jedoch die Weißtannen der Bergmischwaldfläche. Mit den Habitatwerten des Berg-Ahorns liefert das Laubholz auf der Fläche der Abteilung 137 über die Hälfte des gesamten Habitatwertes.

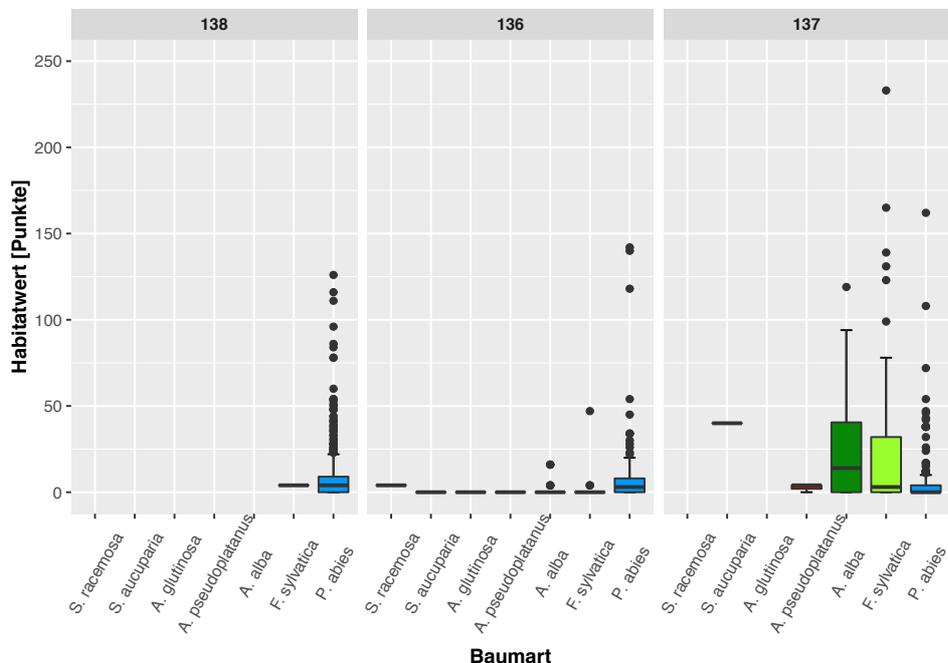


Abbildung 8: Habitatwert [Punkte] pro Baum nach Baumarten für die drei Marteloscopie der Abteilung 138, 136 und 137

Die Habitatwerte auf der Marteloskop-Sequenz werden in über der Hälfte der Punkte von saproxylichen Mikrohabitaten gestellt (Anhang B - 5), obwohl diese weniger gezählt wurden (Anhang B - 4). Auf der habitatwertreichsten Bergmischwaldfläche werden sogar über 60 % der Punkte aus saproxylichen Mikrohabitaten errechnet, wobei die Buche den größten Anteil saproxylicher Habitatwerte liefert.

3.1.3 Einfluss des Brusthöhendurchmessers

Abbildung 9 zeigt den Verlauf des **Holzerlöses** über den BHD. Der Verlauf der Holzerlöse steigt in den niedrigen Durchmesserbereichen zunächst nur schwach an. Ab einem BHD-Schwellenwert von rund 30-40 cm erhöht sich der Holzwert auf den Flächen der Ausgangssituation und der Überführung leicht, auf der des Bergmischwaldes sehr stark, linear bis exponentiell. Der ökonomische Wert steigt mit dem BHD auf allen drei Flächen höchstsignifikant monoton an ($p < 0,000$; $r_{SP} \geq 0,918$). Die baumartenweisen Anstiege sind für Fichte, Rotbuche und Weißtanne ebenso höchstsignifikant. Für die Weißtannen in Abteilung 137 kann ein linearer Anstieg festgestellt werden ($R^2 = 0,787$). Die dicksten Weißtannen stellen somit auch die höchsten Holzwerke bzw. -erlöse. Bei gleichen BHD liegen die Holzerlöse des Laubholzes sowohl unter als auch über denen des Nadelholzes. Auf allen drei Flächen liegen die ökonomischen Werte vom Totholz (schwarz) im untersten Bereich.

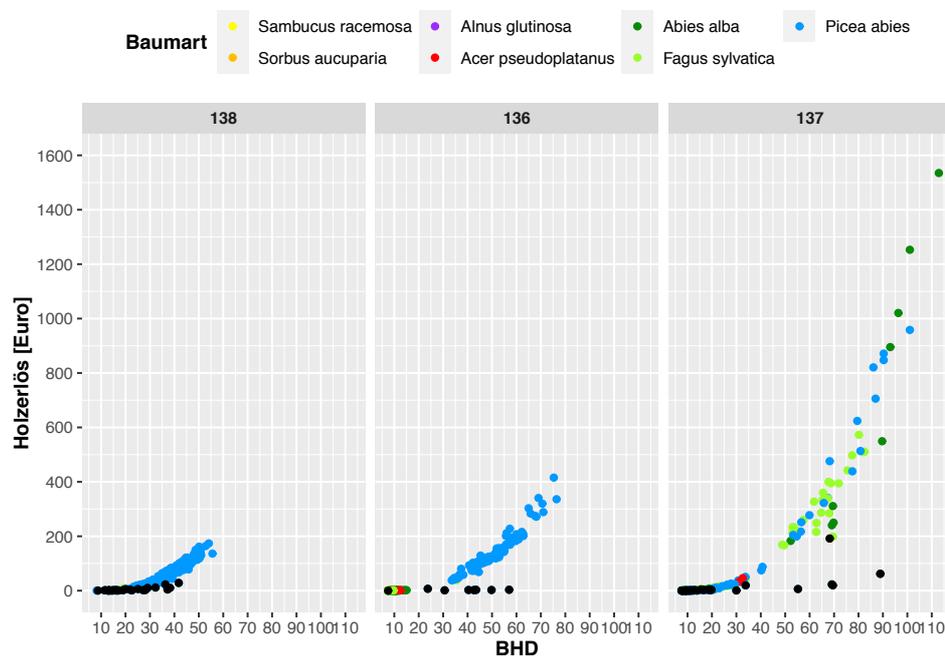


Abbildung 9: Holzerlös [€] in Abhängigkeit des BHD [cm] nach Baumarten für die drei Marteloscope in Abteilung 138, 136 und 137. Schwarze Punkte sind tote Baumkörper.

Der Festmeterwert in Abhängigkeit des BHD (Anhang B - 3) bestätigt die Zusammenhänge der Holzerlöse. Auch hier lassen sich für alle Flächen höchstsignifikant positive Zusammenhänge finden ($p < 0,000$; $r_{SP} \geq 0,495$). Für die Weißtannen in Abteilung 136 lässt sich keine Signifikanz für diesen Parameterzusammenhang feststellen und für die Rotbuchen nur ein schwacher ($p = 0,023$). Die Festmeterwerte machen zudem die unteren Preisstufen zwischen Nadel- und Laubbrennholz unabhängig vom BHD sichtbar. Zwischen der Ausgangssituation und der Überführung verändern sich die durchschnittlichen Festmeterwerte zwischen den Fichten trotz steigendem BHD kaum. Erst in Abteilung 137 ist für die Fichte ein zusätzlicher durchschnittlicher Preissprung ab circa 70 cm ersichtlich.

Die **Qualitäten** (Anhang B - 6) verändern sich bei den Marteloskopie Ausgangssituation und Überführung mit steigendem BHD nicht merklich. Ab der BHD-Klasse mit Klassemitte 70 cm treten im Bergmischwald erste A-Holz-Anteile auf, die mit steigendem BHD mehr werden.

Abbildung 10 gibt einen Eindruck, wie sich die **relativen Anzahlen der Mikrohabitatformen** zu welchem BHD wie verhalten. Die Anzahl der Höhlen (CV) steigt mit dem BHD für zwei der drei Marteloscope höchstsignifikant ($p_{Poisson} < 0,000$) an: Nur für Abteilung 138 weist die Korrelation keine Signifikanz bei den Höhlen auf. Bei einzelner Betrachtung der Höhlengruppen nehmen vor allem die Stamm- und Mulmhöhlen (CV2) auf allen Flächen mit dem BHD höchstsignifikant ($p_{Poisson} < 0,000$) zu. Auf der Ausgangssituation nehmen Stammverletzungen und Bruchwunden (IN), vor allem das freiliegende Splintholz (IN1) höchstsignifikant mit dem Durchmesser ab ($p_{Poisson} = 0,001$, $r_{SP} < -0,235$). Die Anzahl erfassten Kronentotholzes nimmt nur auf der Bergmischwaldfläche mit dem Durchmesser höchstsignifikant zu ($p_{Poisson} < 0,000$; $r_{SP} = 0,375$). Innerhalb der Deformierungen und Wuchsformen (GR) nehmen Stammfußhöhlen (GR1) auf allen drei Marteloskopien höchstsignifikant zu ($p_{Poisson} < 0,000$; $r_{SP} > 0,203$). Bei den sonstigen Mikrohabitaten (OT) existiert für Harzfluss (OT1) keine Signifikanz mit dem BHD in der Ausgangssituation und im Bergmischwald, jedoch auf der Überführungsfläche ($p_{Poisson} < 0,002$; $r_{SP} > 0,311$). Für Epiphyten (EP), Nester (NE) und alle nicht benannten Mikrohabitatgruppen lassen sich keine eindeutigen Zusammenhänge erkennen.

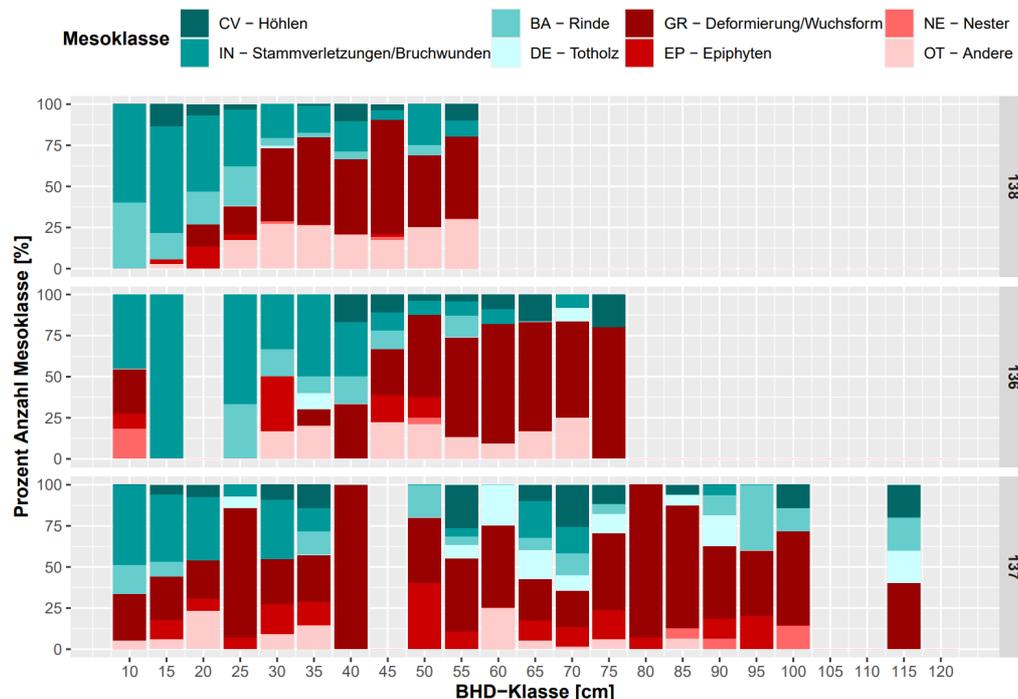


Abbildung 10: relatives Vorkommen der Mikrohabitatformen anhand der Anzahlen der Mikrohabitate über die BHD-Klassen [cm] für die drei Marteloscope der Abteilung 138, 136 und 137

Abbildung 11 zeigt die **Anzahl der Mikrohabitate** in Abhängigkeit des BHD für lebende und tote (schwarz) Bäume der Marteloskop-Sequenz. Für alle Flächen herrscht mit der POISSON-Regression ein mindestens signifikanter ($p \leq 0,030$) positiver Zusammenhang vor. Für die Weißtannen der Überführungssituation ist bei einzelner Betrachtung kein monotoner Zusammenhang zwischen Anzahl der Mikrohabitate und dem BHD gegeben. Für die Weißtannen im Bergmischwald-Marteloskop besteht hingegen ein linearer Zusammenhang zwischen den Größen ($R^2 = 0,710$). Die Anzahlen zeigen grundsätzlich eine große Streuung über den BHD. Insbesondere die Werte der Rotbuchen des Bergmischwald-Marteloskops streuen stark. Über annähernd alle Durchmesser lassen

sich Bäume ohne Mikrohabitate finden. Direkt oberhalb der Messschwelle von 7,5 cm sind sofort Mikrohabitate an den lebenden Bäumen zu finden. Tote Bäume besitzen bereits in geringen Dimensionen vergleichsweise viele Mikrohabitate. In Abteilung 136 und 138 befinden sich tote Bäume tendenziell unterhalb der BHD der lebenden und besitzen die größten Mikrohabitatanzahlen.

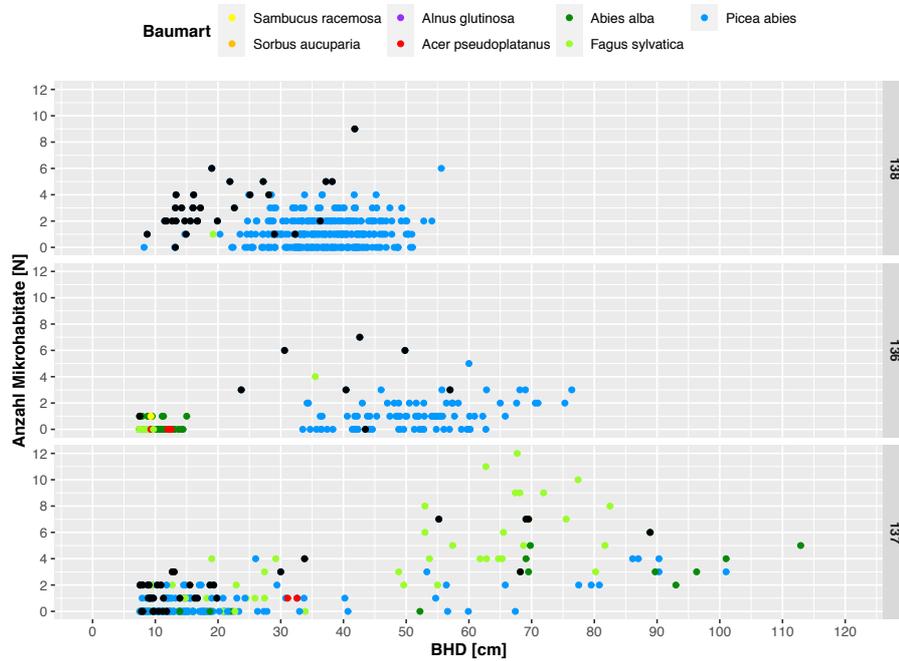


Abbildung 11: Anzahl der Mikrohabitate in Abhängigkeit des BHD [cm] nach Baumarten für die drei Marteloskope in Abteilung 138, 136 und 137. Schwarze Punkte sind tote Baumkörper.

Über die drei Flächen und alle Baumarten (lebend und tot) konnte eine **Durchmesserschwelle** von rund 70 cm festgestellt werden, ab welcher die Mikrohabitatanzahlen stark zunehmen (Abbildung 12). Die BHD-Klasse mit Klassenmitte 70 cm liegt signifikant ($p \leq 0,042$) höher als die dünneren Klassen.

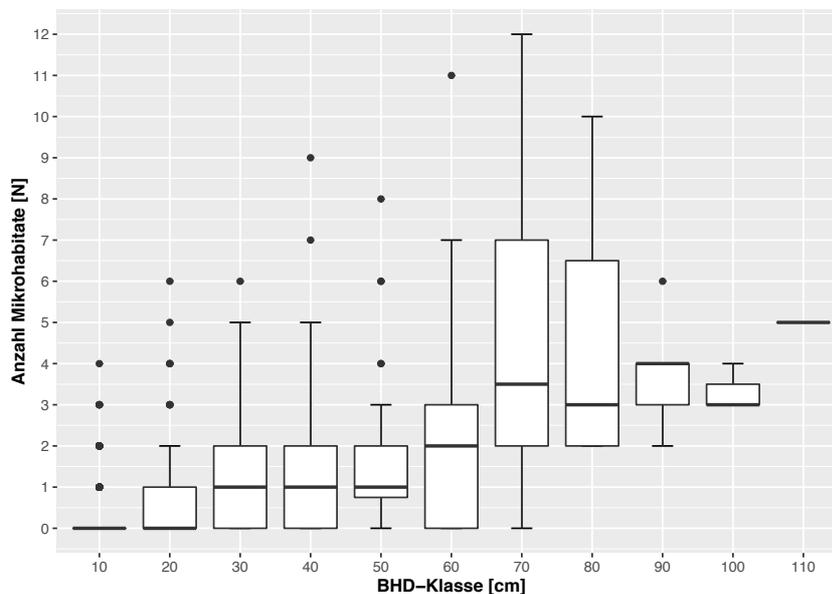


Abbildung 12: Boxplots der Mikrohabitatanzahl über die BHD-Klassen [cm] aller Baumarten der drei Marteloskope

Gleichermaßen heben sich die 80- und 90-cm-Klasse zu den niedrigeren Klassen ($p \leq 0,009$), aber nicht zur 60- und 70-cm-Klasse ab. Ab 100 cm können keine Signifikanzen mehr festgestellt werden, wobei der geringere Stichprobenanteil im Starkholz zu beachten ist. Betrachtet man die BHD feiner aufgelöst (z. B. Abbildung 11), so sind exakt ab 70 cm an allen Bäumen mindestens zwei Mikrohabitate zu finden. Die Rotbuchen besitzen rund um diesen Durchmesser besonders viele Mikrohabitate.

Die Verteilung der **Habitatwerte** über den BHD spiegelt die Ergebnisse der Anzahlen an Mikrohabitate wider (Abbildung 13). Es gelten ähnliche Signifikanzverhältnisse: Der Habitatwert korreliert höchstsignifikant positiv mit dem BHD ($p < 0,0000$; $r_{SP,136} = 0,5535$; $r_{SP,137} = 0,5094$), was in der Ausgangssituation nicht gilt. Es ist zu beachten, dass es sich allerdings auch nicht um Zähldaten handelt. Für die Tannen und Buchen der Abteilung 136 kann kein Zusammenhang bestätigt werden. Für die Weißtannen in Abteilung 137 lässt sich kein lineares Modell erstellen. Ab circa 70 cm Durchmesser sind auf der Marteloskop-Sequenz keine kleinen Habitatwerte mehr zu finden. Die Habitatwerte der Rotbuche und liegen rund um diesen BHD-Bereich am höchsten. Die Habitatwerte der Rotbuchen streuen über den BHD in Abteilung 137 sehr.

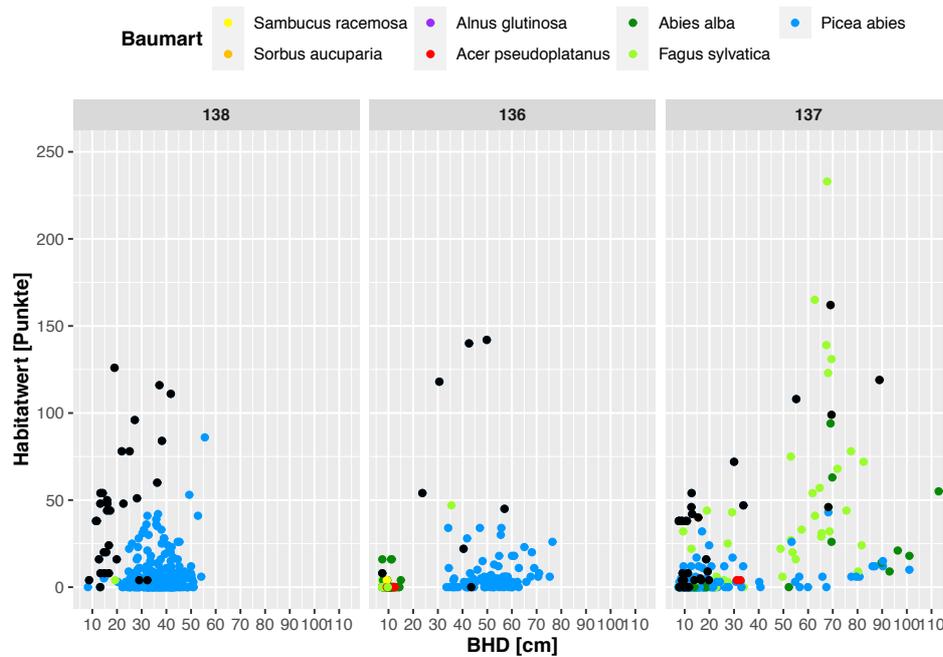


Abbildung 13: Habitatwerte [Punkte] in Abhängigkeit des BHD [cm] nach Baumarten für die drei Marteloskope in Abteilung 138, 136 und 137. Schwarze Punkte sind tote Baumkörper.

3.1.4 Zusammenhang zwischen Habitatwert und Holzerlös

Der Zusammenhang zwischen ökonomischen **Holzerlös** und ökologischen **Habitatwert** wird in Abbildung 14 dargestellt. Auf allen Flächen der Marteloskop-Sequenz liegt ein mindestens hochsignifikanter Zusammenhang zwischen beiden Größen vor. Die Punktwolke in Abteilung 138 erscheint sehr flach bis geklumpt und die Holzerlöse nehmen mit steigenden Habitatwerten leicht ab ($p < 0,008$; $r_{SP} = -0,1437$). Anders verhält es sich in Abteilung 136 und 137, in denen jeweils ein positiver Zusammenhang zwischen den Größen vorliegt ($p < 0,0000$; $r_{SP} \geq 0,4478$). Betrachtet man nur die einzelnen Baumarten der Flächen, so sind deren jeweilige Zusammenhänge in Abteilung 136 nicht signifikant, während in Abteilung 137 mindestens immer ein signifikanter Zusammenhang gefunden werden kann ($p < 0,0272$; $r_{SP} \geq 0,2220$). In Abteilung 137 ist die Punktwolke schrottschussartig mit einer steilen nadelholzdominierten und einer flacheren buchenlastigen Punktekte angeordnet. Die höchsten Habitatwerte besitzen meist auch geringe Holzerlöse, da die Bäume oft tot sind. Auf der Bergmischwaldfläche finden sich demgegenüber auch Bäume mit beidseits hohen Werten.

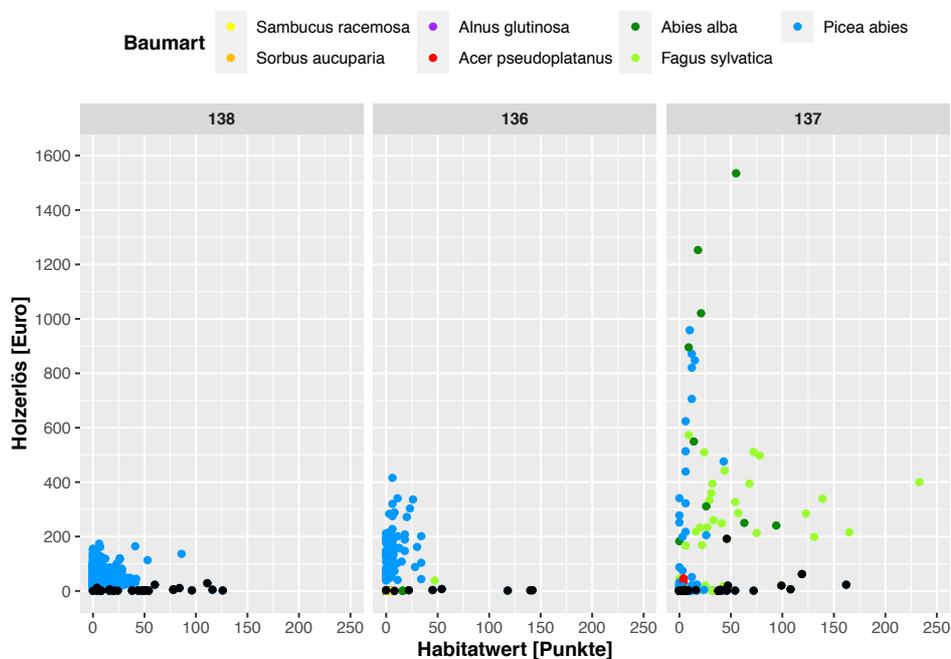


Abbildung 14: Holzerlös [€] in Zusammenhang mit dem Habitatwert [Punkte] nach Baumarten für die drei Marteloskope in Abteilung 138, 136 und 137. Schwarze Punkte sind tote Baumkörper.

Die durchschnittlichen **Festmeterwerte** (Anhang B - 7) zeigen gegenüber dem Habitatwert dieselben Signifikanzverhältnisse, wie beim Holzerlös. Bei baumartenweiser Betrachtung besteht für die Festmeterwerte von Weißtanne im Gegensatz zu Rotbuche und Fichte auf der Bergmischwaldfläche kein signifikanter Zusammenhang zum Habitatwert.

Tabelle 7 und Tabelle 8 zeigen die jeweils zehn ökonomisch und ökologisch wertvollsten lebenden Bäume der Marteloskop-Flächen. Für eine bessere Vergleichbarkeit wurden nur lebende Bäume betrachtet. Die Holzerlöse der zehn ökonomisch wertvollsten Bäume steigern sich auf der Marteloskop-Sequenz von Werten zwischen rund 150 € (130,20 – 173,7 €) in der Ausgangssituation auf das Zehnfache im Bergmischwald (623,8 – 1534,9 €).

Auf der Überflächungsfläche ordnen sich die zehn größten Holzerlöse dazwischen ein. Die zehn größten Habitatwerte liegen im Marteloskop Bergmischwald alle über 50 Punkten und reichen bis über 200 (68 – 233 Punkte). Über 50 Punkte werden im Marteloskop Überführung von keinem der zehn ökologisch wertvollsten und im Marteloskop Ausgangssituation von zwei Bäumen erreicht. In der Ausgangssituation gehören zwei, in der Überführung drei Bäume sowohl den zehn ökonomisch als auch den zehn ökologisch wertvollsten Bäumen an (orange).

Tabelle 7: zehn ökonomisch wertvollste lebende Bäume der drei Marteloscope mit deren Kenndaten. Orange gekennzeichnete Individuen überschneiden sich mit den zehn ökologisch wertvollsten Bäumen. HE = Holzerlös, HW = Habitatwert, TreMs = Anzahl der Mikrohabitate

Fläche	Rang	Baumnummer	Baumart	BHD [cm]	Volumen [VFm]	HE [€]	HW [Punkte]	TreMs [N]
Abt. 138 - Ausgangs- situation	1	13	<i>Picea abies</i>	54,1	3,151	173,7	6	2
	2	377	<i>Picea abies</i>	52,8	3,186	163,9	41	2
	3	108	<i>Picea abies</i>	50,1	2,947	161,5	7	2
	4	289	<i>Picea abies</i>	51,0	2,951	155,3	0	0
	5	141	<i>Picea abies</i>	50,4	2,726	152,3	4	1
	6	161	<i>Picea abies</i>	48,7	2,731	149,7	0	0
	7	271	<i>Picea abies</i>	50,7	2,860	139,2	0	0
	8	148	<i>Picea abies</i>	48,1	2,511	136,2	0	0
	9	290	<i>Picea abies</i>	55,6	3,496	136,2	86	6
	10	72	<i>Picea abies</i>	50,9	2,722	130,2	3	1
Abt. 136 - Über- führung	1	9	<i>Picea abies</i>	75,3	8,174	415,7	6	2
	2	20	<i>Picea abies</i>	69,0	6,936	340,5	11	3
	3	239	<i>Picea abies</i>	76,4	6,878	336,1	26	3
	4	13	<i>Picea abies</i>	70,6	6,483	319,9	6	2
	5	131	<i>Picea abies</i>	65,0	5,936	303,0	23	2
	6	84	<i>Picea abies</i>	71,0	5,860	288,7	8	2
	7	219	<i>Picea abies</i>	65,8	5,747	283,5	3	1
	8	217	<i>Picea abies</i>	67,6	5,796	275,2	6	2
	9	190	<i>Picea abies</i>	68,1	5,689	271,9	20	3
	10	70	<i>Picea abies</i>	57,3	4,365	227,6	6	2
Abt. 137 - Bergmisch- wald	1	3	<i>Abies alba</i>	112,9	17,034	1534,9	55	5
	2	131	<i>Abies alba</i>	101,0	13,186	1252,9	18	4
	3	205	<i>Abies alba</i>	96,3	13,285	1020,7	21	3
	4	2	<i>Picea abies</i>	101,0	12,239	958,5	10	3
	5	227	<i>Abies alba</i>	93,0	10,941	895,4	9	2
	6	60	<i>Picea abies</i>	90,3	13,109	871,2	12	3
	7	215	<i>Picea abies</i>	90,3	11,789	847,4	15	4
	8	347	<i>Picea abies</i>	86,1	9,582	820,7	12	4
	9	182	<i>Picea abies</i>	87,0	9,330	705,6	12	4
	10	240	<i>Picea abies</i>	79,5	8,426	623,8	6	2

Tabelle 8: zehn ökologisch wertvollste lebende Bäume der drei Marteloskope mit deren Kenndaten. Orange gekennzeichnete Individuen überschneiden sich mit den zehn ökologisch ökonomisch Bäumen. HE = Holzerlös, HW = Habitatwert, TreMs = Anzahl der Mikrohabitate

Fläche	Rang	Baumnummer	Baumart	BHD [cm]	Volumen [VFm]	HE [€]	HW [Punkte]	TreMs [N]
Abt. 138 - Ausgangssituation	1	290	<i>Picea abies</i>	55,6	3,496	136,2	86	6
	2	383	<i>Picea abies</i>	49,3	2,638	113,0	53	3
	3	447	<i>Picea abies</i>	36,6	1,394	44,8	42	4
	4	143	<i>Picea abies</i>	32,3	0,952	30,4	41	3
	5	377	<i>Picea abies</i>	52,8	3,186	163,9	41	2
	6	187	<i>Picea abies</i>	35,9	1,118	38,5	39	2
	7	19	<i>Picea abies</i>	35,9	1,370	48,6	36	3
	8	346	<i>Picea abies</i>	31,9	0,767	23,7	36	3
	9	352	<i>Picea abies</i>	36,3	1,078	35,0	35	3
	10	361	<i>Picea abies</i>	30,9	0,799	33,1	33	2
Abt. 136 - Überführung	1	1	<i>Fagus sylvatica</i>	35,5	1,252	38,5	47	4
	2	79	<i>Picea abies</i>	55,7	3,915	201,2	34	3
	3	212	<i>Picea abies</i>	47,0	2,487	103,4	34	2
	4	249	<i>Picea abies</i>	34,2	1,204	43,5	34	2
	5	77	<i>Picea abies</i>	55,5	3,984	161,9	30	1
	6	69	<i>Picea abies</i>	41,8	1,798	87,9	28	1
	7	239	<i>Picea abies</i>	76,4	6,878	336,1	26	3
	8	131	<i>Picea abies</i>	65,0	5,936	303,0	23	2
	9	190	<i>Picea abies</i>	68,1	5,689	271,9	20	3
	10	88	<i>Picea abies</i>	60,0	4,528	207,5	18	5
Abt. 137 - Bergmischwald	1	106	<i>Fagus sylvatica</i>	67,7	6,906	400,2	233	12
	2	114	<i>Fagus sylvatica</i>	62,7	5,379	215,8	165	11
	3	166	<i>Fagus sylvatica</i>	67,4	5,270	339,1	139	9
	4	1	<i>Fagus sylvatica</i>	69,5	6,451	198,5	131	7
	5	113	<i>Fagus sylvatica</i>	68,1	6,515	284,6	123	9
	6	335	<i>Abies alba</i>	69,1	5,214	240,3	94	4
	7	47	<i>Fagus sylvatica</i>	77,4	8,154	497,4	78	10
	8	170	<i>Fagus sylvatica</i>	53,0	4,027	213,1	75	8
	9	110	<i>Fagus sylvatica</i>	82,5	10,199	510,5	72	8
	10	206	<i>Fagus sylvatica</i>	71,9	7,295	394,5	68	9

3.2 Auszeichnungsübungen

Im Rahmen der Auszeichnungsübung galt es zunächst, für die Bestände Bestandesbeschreibungen zu erstellen. Fortführend wurden Bestandesdaten geschätzt und schließlich flächenspezifische Auszeichnungen durchgeführt. Die Reihenfolge der Marteloskopflächen ist in Abbildungen und Tabellen der Abfolge im Übungskonzept nachempfunden.

3.2.2 Schätzwerte

Für alle Flächen sind als Schätzwerte nur das maximale Alter des Oberstandes, der Vorrat, die Oberhöhe der Fichten und Volumenwerte für das stehende Totholz vergleichbar. Für diese Größen sind Boxplots mit den absoluten Schätzwerten im Anhang C - 2 bis 5 zu finden. Die deskriptive Statistik der Schätzungen ist in Anhang C - 1 aufgeschlüsselt. Mittelt man die relativen Abweichungen für jede Gruppe über alle Schätzgrößen und Flächen, so schätzen die Förster:innen am genauesten ($\overline{x_{ges}} \approx -4 \%$). Studierende ($\overline{x_{ges}} \approx 13 \%$) und Anwärter:innen ($\overline{x_{ges}} \approx 19 \%$) verschätzen sich durchschnittlich mehr. Die Unterschiede für die Schätzwerte zwischen den Gruppen sind nicht signifikant.

Bei der **Altersschätzung** des Oberstandes besitzen die Schätzwerte der Studierenden auf allen drei Flächen die größten maximalen und minimalen prozentualen Abweichungen. Anwärter:innen und Förster:innen schätzen das Alter der Flächen im Bergmischwald und in der Ausgangssituation mit wenigen Streuungen ein. Das Oberstandsalter des Marteloscops Überführung wird von allen Teilnehmergruppen tendenziell unterschätzt. Die **Vorräte** der Marteloskop-Flächen werden grundsätzlich von allen Gruppen unterschätzt. Maximale Unterschätzungen bis zu rund 59 % (Student:innen) sind möglich. Nach Unterschätzungen zwischen rund 21 % (Bergmischwald) und 11-16 % (Ausgangssituation) liegen die Vorratsschätzungen aller mit 2-6 % Abweichung auf der Überführungsfläche näher an den Realwerten. Häufig werden absolute Schätzwerte zwischen 400-500 Vfm/ha für die Flächen genannt. Die **Höhenschätzungen** liegen in den Abteilungen 137 und 138 von allen Gruppen unter den tatsächlichen Höhenwerten. Die Förster:innen besitzen durchweg die geringste mittlere Abweichung bei den Höhenschätzungen der Fichten. Bei den Studierenden sind die größten Über- ($\approx 41 \%$) und Unterschätzung ($\approx -47 \%$) von den Höhenwerten zu finden. Das **stehende Totholz** wirft auf allen Flächen starke Schwankungen in der Einschätzung auf. In Abteilung 137 zeigen sich bei den Schätzungen der Anwärter:innen und Studierenden die größten Streuungen mit Abweichungen zwischen 376 % (Ausreißer: 614 %) und -86 %. Förster:innen und Studierende nennen im Bergmischwald häufig Totholz mengen unter den Realwerten. Die Totholz werte in der Ausgangssituation werden grundlegend unterschätzt, während in der Überführungssituation die Totholz mengen vor allem überschätzt werden. Aufgrund der geringen absoluten stehenden Totholz mengen von 2 m³/ha fallen auch die Überschätzungen in der letzten Fläche rechnerisch sehr groß aus.

3.2.3 Auszeichnungsverhalten

Zunächst sollen die **Übungsergebnisse der Baumauswahl** auf der ersten Marteloskopfläche Bergmischwald (Abt. 137) anhand des **Wertquotienten WQ** der ausgesuchten Bäume dargestellt werden. Abbildung 15 zeigt den Wertquotienten für die ausgewählten fünf ökologisch und drei ökonomisch wertvollsten Bäume sowie den zwei Konfliktbäumen der Übungsgruppen. Anhang D - 1 gibt zusätzlich eine Übersicht über die genauen Daten der Baumauswahl. Es bestehen zwischen den Gruppen statistisch keine signifikanten Unterschiede in der Übung der Baumauswahl.

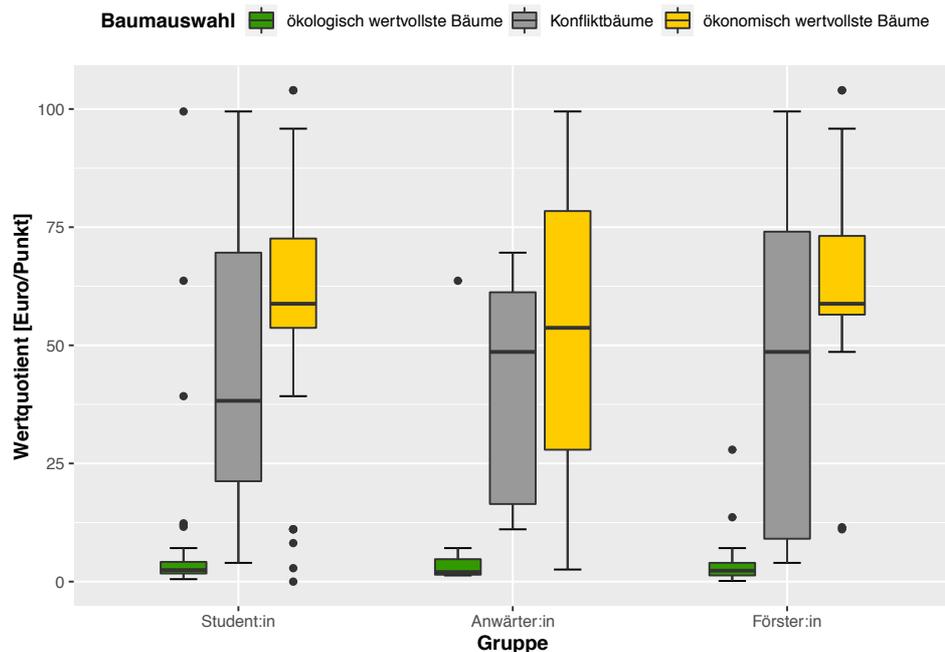


Abbildung 15: Wertquotienten [€/Punkt] für die ausgewählten ökologisch und ökonomisch wertvollsten Bäume sowie die Konfliktbäume nach Übungsgruppen im Marteloskop der Abteilung 137

Die **ökologisch wertvollsten** Bäume werden zwischen den Gruppen gleichermaßen eindeutig gewählt. Mit geringster Streuung (Ausnahme: Studierende) werden Bäume von hohem Habitatwert im Vergleich zu deren Holzerlös ausgesucht. Ab 55 cm BHD wurde der erste für ökologisch sehr wertvoll befundene Baum gewählt. Durchschnittlich besitzen die ausgewählten Habitatbäume jedoch Durchmesser um 70 cm bei gemittelten Holzerlösen zwischen 316-341 €/Baum und Habitatwerten um rund 120 Punkten. Die Streuung der Wertquotienten der **ökonomisch wertvollsten** Bäume ist für alle Gruppen deutlich größer. Die Wertquotienten liegen zwischen den Gruppen gleichermaßen höchstsignifikant ($p \leq 0,001$) höher als die der für ökologisch wertvoll befundenen Bäume. Trotz, dass die Gruppe der Anwärter:innen die Bäume mit den höchsten Holzerlösen überhaupt ausgewählt haben (1534,86 €), haben sie auch oft Bäume mit gleichermaßen hohen Habitatwerten gewählt ($Z_{HW} \approx 31$ Punkte Anwärter:innen; $Z_{HW} \approx 13$ Punkte Förster:innen und Studierende). Das erklärt den geringsten Median dieser Gruppe bei der Auswahl der „Geldbäume“. Sie weisen zudem auch die größten Streuungen auf. Die Streuungen der **Konfliktbäume** sind über alle Gruppen sehr groß. Die Lage der Wertquotienten ist zwischen den ausgewählten Konfliktbäumen und den ausgewählten ökologischen Bäumen mindestens hochsignifikant verschieden ($p < 0,005$), zwischen den Konfliktbäumen und den ökonomisch ausgewählten Bäumen jedoch nicht. Nichtsdestotrotz liegen

die Mediane der Wertquotienten immer zwischen den beiden anderen Auswahlkategorien. Die Durchmesser der Konfliktbäume liegen im Mittel zwischen 80-90 cm.

Für die Auszeichnungsübungen im Marteloskop Ausgangssituation (Abteilung 138) und Überführung (Abteilung 136) wurden die **Baumentnahmen** ausgewertet. Die ausgewiesenen Habitatbäume konnten aufgrund einer zu geringen Auswahl der Teilnehmenden entgegen der Aufgabenstellung nicht analysiert werden (Kapitel 4.1). Die deskriptive Statistik der Baumentnahmen ist in Anhang D - 2 und 3 zu finden.

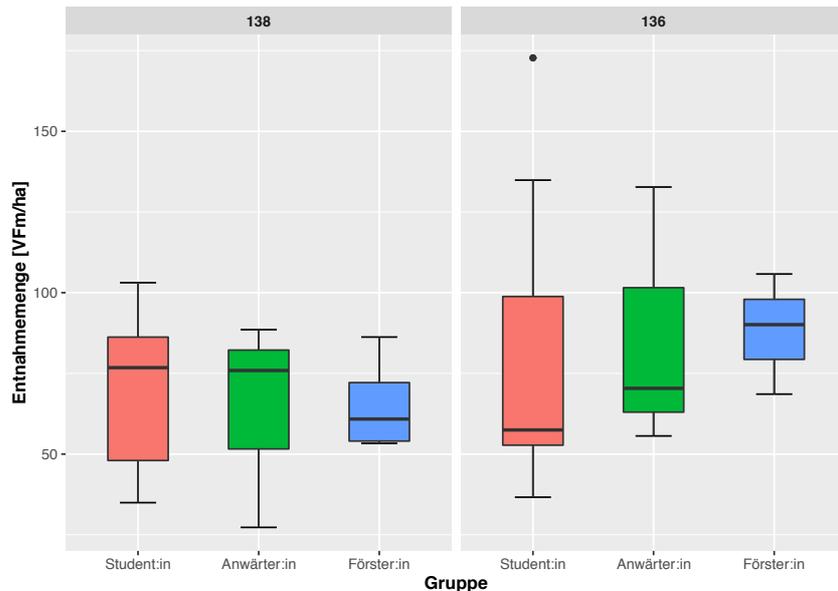


Abbildung 16: Entnahmemengen [VFm/ha] nach Übungsgruppen für die Marteloskope der Abteilung 138 und 136

Die Mediane der **Entnahmemengen** (Abbildung 16) liegen im Marteloskop Ausgangssituation bei den Student:innen und Anwärter:innen mit rund 61 EFm/ha (77,5 VFm/ha) auf gleicher Höhe. Die Studierenden vollbringen die stärksten Eingriffe (82 EFm/ha; 104 VFm/ha) und die Anwärter:innen die schwächsten (22 EFm/ha; 27 VFm/ha). Die Förster:innen unterscheiden sich am wenigsten in deren Eingriffsstärken und weisen die geringsten Mediane mit rund 49 EFm (61 VFm/ha) auf. Im Marteloskop Überführung liegen die Eingriffsstärken gestreuter zwischen den Gruppen mit Medianen von rund 46, 56 und 72 EFm/ha (58, 70, 90 VFm/ha) für die Studierenden, Anwärter:innen und das Forstpersonal. Die angestrebten 70 EFm/ha erreicht damit die letztgenannte Gruppe am besten. Auch in Abteilung 136 sind die Extremwerte bei den Studierenden und die geringste Streuung der Entnahmemenge bei den Förster:innen zu finden. Insgesamt bestehen zwischen den Auszeichnungen der Gruppen auf beiden Flächen keine signifikanten Unterschiede.

Mit den Auszeichnungen in Abteilung 138 werden häufige **Festmeterwerte** von rund 42 €/VFm bei den Studierenden und Förster:innen und 39 €/VFm bei den Anwärter:innen realisiert (Abbildung 17). Die Festmeterwerte der Anwärter sind signifikant geringer als die der Studierenden ($p = 0,009$). Die Auszeichnungen sorgen damit für das Verschwinden von Habitatwerten zwischen durchschnittlich 4,4 und 6,7 Punkten/VFm. Die durchschnittlich höchsten Reduktionen pro entnommenen Festmeter sind den Anwärter:innen zuzuschreiben, während bei der Betrachtung der Hektarwerte die Extremwerte mit Entnahmen von 163 bis 506 Punkten/ha die Studierenden stellen.

In Abteilung 136 sind die Verhältnisse zwischen den Gruppen und den entnommenen Festmeterwerten ähnlich wie im vorherigen Marteloskop, nur um rund 2 €/VFm erhöht. Bedingt durch die geringe Habitatausstattung der Überführungsfläche wird das Marteloskop auch um durchschnittlich weniger Habitatpunkte reduziert. Die Förster:innen reduzieren die Habitatwerte etwas mehr als die Studierenden ($Z_F \approx 2,1$ Punkte/VFm; $Z_S \approx 1,5$ Punkte/VFm). Die Habitatwertreduktionen unterscheiden sich auf beiden Flächen nicht signifikant zwischen den Teilnehmenden.

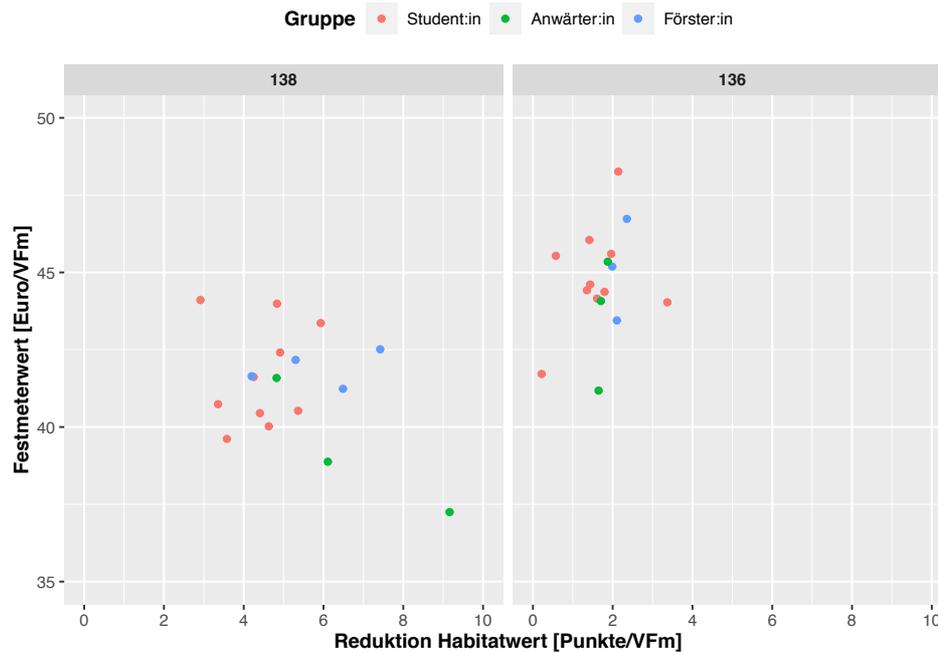


Abbildung 17: durchschnittlich erzielte Festmeterwerte [€/EFm] in Zusammenhang mit der Reduktion der Habitatwerte [Punkte/VFm] nach Übungsgruppen bei den Auszeichnungsübungen für die Marteloskope der Abteilung 138 und 136

Um die Eingriffsstärke und die Art des Eingriffs zu bewerten, wurden die **Ausdünnungsintensität** rG als relativ entnommene Grundfläche und der Ausdünnungstyp als Verhältnis der relativ entnommenen Stammzahl rN zu rG berechnet (Abbildung 18). Die Ausdünnungsintensitäten der Gruppen decken sich mit den Ergebnissen der Entnahmemengen (s. oben). In Abteilung 138 werden zwischen rund 6 und 21 % der Grundfläche entnommen. Die Förster:innen greifen etwas weniger stark ein ($Z \approx 13$ %). In Abteilung 136 sind bei gleichen minimalen Eingriffsstärken auch höhere maximale Ausdünnungsintensitäten von knapp 30 % durch die Studierenden festzustellen. Die Förster:innen greifen häufiger stärker ein ($Z \approx 15$ %).

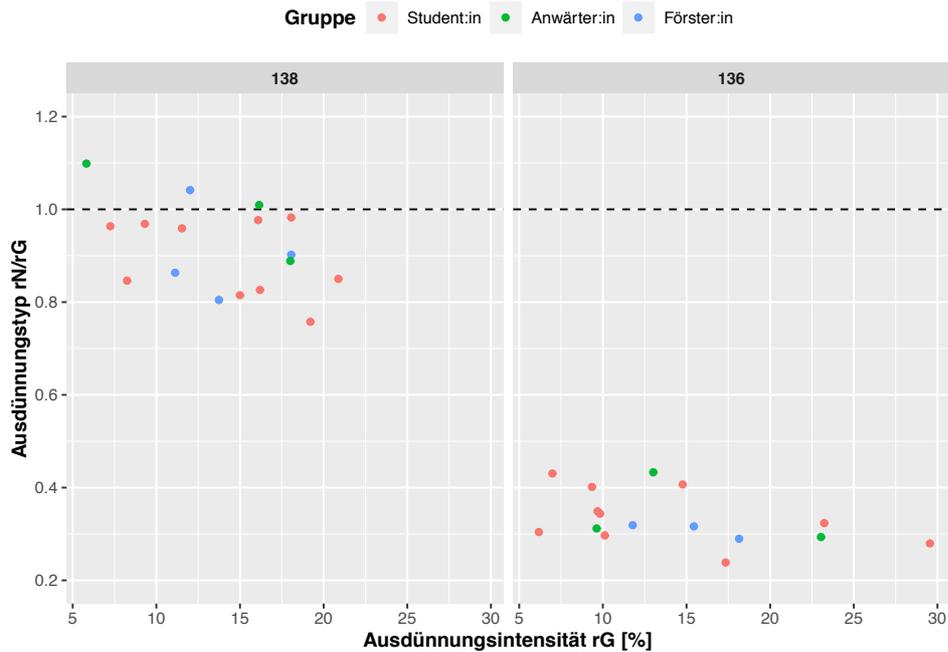


Abbildung 18: Ausdünnungstyp in Zusammenhang mit der Ausdünnungsintensität bzw. relativen Grundflächenentnahme nach Übungsgruppen bei den Auszeichnungsübungen für die Marteloskope der Abteilung 138 und 136. Die gestrichelte Linie markiert bei 1,0 die Grenze zwischen Niederdurchforstung ($> 1,0$) und Hochdurchforstung ($< 1,0$).

Die Werte des **Ausdünnungstyps** liegen für alle beteiligten Gruppen fast ausschließlich unter 1,0, sodass mehrheitlich im Sinne einer Hochdurchforstung ausgezeichnet wurde. Die Ausdünnungstypen unterscheiden sich auf beiden Flächen nicht signifikant zwischen den Gruppen. Im Marteloskop Ausgangssituation kommen zudem bei den Anwärter:innen und beim Forstpersonal auch Werte über 1,0 (maximal 1,10 und 1,04) vor, sodass hier leicht niederdurchforstungsartig ausgezeichnet wurde. Bedingt durch die Bestandesstrukturen mit stärkeren Einzelbäumen liegen die Verhältnisse des Ausdünnungstyps auf der Überführungsfläche deutlich niedriger.

Abbildung 19 und Anhang D - 4 geben einen Überblick über die gewählten **Entnahmegründe** bei der Auszeichnung. Grundsätzlich sind alle Entnahmegründe genannt worden, wobei im Marteloskop Überführung von allen Gruppen nur selten Bedrängerentnahmen als Auszeichnungsgrund genannt werden. Bei den Studierenden ist in Abteilung 138 keine Tendenz für einen bestimmten Entnahmegrund erkennbar, da alle Gründe ähnlich oft angeführt werden. Anwärter:innen zeichnen am meisten zugunsten der Bestandesstruktur aus und Förster:innen sehen in über einem Drittel der Entnahmen ($\approx 38\%$) eine Zieldurchmesserernte vor. In der Überführungssituation ähneln sich die Auszeichnungsgründe zwischen Studierenden und Anwärter:innen, wobei gegenüber der Abteilung 138 deutlich mehr Entnahmen aufgrund des Zieldurchmessers genannt werden ($\approx 50\%$ bzw. $\approx 59\%$). Die Gruppe des Forstpersonals begründet ihre Entnahmen in knapp der Hälfte der Fälle ($\approx 49\%$) mit einer Förderung der Verjüngung. Der Anteil der Sanitärhiebe ist deutlich geringer als in der Ausgangssituation.

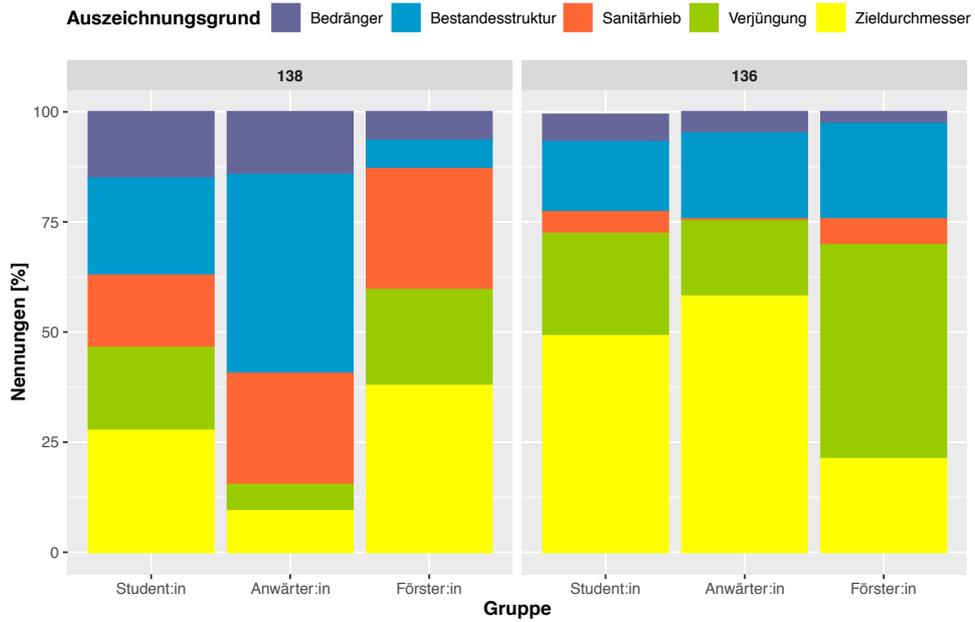


Abbildung 19: prozentuale Verteilung der gewählten Entnahmegründe nach Übungsgruppe für die Marteloskope der Abteilung 138 und 136

4 Diskussion

4.1 Methodendiskussion

4.1.1 Standort der Marteloskope

Die Auswahl der Flächen wurde anhand des Marteloskopkonzeptes des Forstbezirk Eibenstocks getroffen, für welches waldbauliche Probeflächen bereits umfangreich auf deren Eignung als Marteloskop geprüft wurden (WENDLANDT 2019). Die Flächen unterliegen demselben Klima bei vergleichbarer Bodengenese, sind einfach erreichbar und repräsentieren die stattfindende integrative naturgemäße Überführung im Forstbezirk gut. Die Marteloskop-Sequenz nimmt die zweithöchste Lage der deutschlandweiten Marteloskope ein und ergänzt diese zudem um zwei, bisher unterrepräsentierte, fichtendominierte Flächen (SELTSMANN et al. 2021). Bei der künftigen Anlage von Marteloskopen sollten empfohlene Randabstände von 15 m besser eingehalten werden (vgl. Marteloskop Bergmischwald), da sich sonst Waldrandeffekte einstellen (MORDINI 2009; SOUCY et al. 2016). Die von der Richtgröße 1 Hektar (DERKS et al. 2020a) abweichenden Größen der drei Flächen sind nicht optimal, da so die Bestandeswerte hochskaliert werden mussten. Für Parameter wie beispielsweise den Habitatwert, der vom individuellen Vorkommen der Mikrohabitate abhängt, ist die Plausibilität dieses Verfahrens zu hinterfragen. Ebenso ist die Trapezform in Abteilung 137 für Flächenberechnungen weniger gut geeignet, aber ließ sich aufgrund angrenzender Wege nicht anders realisieren BOROWSKI (2021). Aufgrund der Einzigartigkeit dieses Bestandes konnte keine Ausweichfläche gefunden werden (WENDLANDT 2019). Ferner ist für Marteloskope im Gebirge eine Hangneigungskorrektur der Fläche und damit auch der Bestandesdaten anzuraten.

4.1.2 Anlage der Marteloskope

Die Anlage der Marteloskope erfolgte mit bestmöglicher Sorgfalt im unbelaubten Zustand entsprechend den standardisierten Richtlinien des EFI (DERKS et al. 2020a). Mit einer Dauer von rund 2-3 Wochen pro Marteloskop liegen die Feldaufnahmen im bekannten Rahmen (FICHTNER 2020; SELTSMANN et al. 2021). Die Weiterqualifikation von bestehenden Versuchsflächen steigerte teilweise den Aufwand, da Bäume aus der Datenbank entfernt oder ergänzt werden mussten. Jedoch konnte auch zeitsparend auf die erfassten Baumkoordinaten zurückgegriffen werden. Die geschätzten Kosten für die Neuanlage eines Marteloskops belaufen sich auf rund 20.000 Euro (FLURY 2011; SELTSMANN et al. 2021). Alle Datenaufnahmen, vor allem die Volumenermittlungen, unterliegen Abweichungen durch Mess- und Beobachtungsfehler und mitunter Vermutungen (FLURY 2011). Aufgrund der Schälsschäden im Marteloskop Ausgangssituation und der dadurch heruntergerechneten BHD sind die Baumkörper einer Verzerrung unterworfen (WENDLANDT 2019). Vor allem durch Oberhöhen von über 40 m und Laubholzkronen im Marteloskop Bergmischwald unterliegen die Messungen mit dem Vertex-Höhenmesser den möglichen Fehlern der trigonometrischen Baumhöhenmessung (KRAMER und AKÇA 2008). Bei der Berechnung der Sektionsvolumen nach KRAUS et al. (2018) mussten negative Volumina der Brennholzsektion im Wesentlichen über Formzahlveränderungen korrigiert werden. Generell fiel die Berechnung der Sortimentsvolumen einschließlich der Rindenabzüge überdurchschnittlich aufwändig aus.

Um dies künftig zu vermeiden und die Volumenberechnung zu präzisieren, ist die Messung des Durchmessers in 5 oder 7 m Höhe mit einer Finnenkluppe an repräsentativen Probestämmen zu empfehlen (KRAMER und AKÇA 2008; MORDINI 2009; NIEDERMANN-MEIER et al. 2010). Gemeinsam mit dem BHD kann so in Schaftformgleichungen eingestiegen werden (z. B. Programm BDatPro nach KUBLIN 2003), um exaktere Formzahlen oder Durchmesser beliebiger Höhen zu ermitteln. Weiterhin ist zu beachten, dass es sich bei der ökonomischen Bewertung der Bäume um eine gutachterliche Ansprache der Holzqualitäten handelt, die keinen Blick auf eventuell innere qualitätsmindernde Faktoren (Fäulen, Farbkerne, ...) erlaubt. Gleichermäßen liefern die Holzwerte auf Basis von gemitteltem Jahresholzpreisen für Sachsen nur momentane und regional gültige, aber didaktisch völlig ausreichende Wertrelationen.

Bei der Erfassung der Mikrohabitate wurde versucht den „observer effect“ (PAILLET et al. 2015) zu minimieren. Trotz dass die Mikrohabitate mit einem Fernglas, sorgfältig und ohne Zeitdruck inventarisiert wurden, ist damit der Effekt kaum zu verringern (BRÄNDLI et al. 2016), sodass vor allem auf eine Verbesserung durch mehr Augen im Zwei-Personen-Team gesetzt wurde. Der Katalog der Baummikrohabitate liefert standardisierte Beschreibungen und Schwellenwerte der Strukturen (BÜTLER et al. 2020a) und macht damit auch für Erstanwender die Inventur gut möglich. Nichtsdestotrotz konnte festgestellt werden, dass wenige Aufnahmekriterien von z. B. den Stammfußhöhlen (GR1) oder den Zerfallsstufen des Splintholzes (IN1) konkretisiert werden sollten (WENDLANDT 2019). Bei BÜTLER et al. (2020b) sind hierzu praktische Kriterien zu finden. Zudem lässt sich grundsätzlich nicht vermeiden, dass wenige Mikrohabitate begünstigt durch die langen Nadelholzkronen der Bestände übersehen werden (LARRIEU et al. 2014). Dementgegen befanden sich bei Inventuren des Schweizerischen Landesforstinventars rund 80 % der Mikrohabitate unterhalb der Baumkrone (REHUSH et al. 2018), sodass das Problem wiederum abgemildert wird. Eine weitere Schwierigkeit, die festgestellt werden konnte, liegt in der eigentlichen Erfassung der Mikrohabitate. Einige Mikrohabitate sind nur nach einem Präsenz-Absenz-Schema erfassbar, z. B. Moosbewuchs, andere, wie etwa Totäste in der Krone oder Stammfußhöhlen, sind zählbar (MEIER 2009; GROßMANN und PYTTEL 2019; SELTMANN et al. 2021). Hier sollten die Inventurvorgaben durch das EFI noch präzisiert werden, um bei Wiederholungsaufnahmen die Dynamik der Mikrohabitate konsistenter beurteilen zu können. Die anschließende Punktvergabe für die Strukturen zur Habitatwertberechnung, ist von Biodiversitätsexperten festgelegt (SCHUCK et al. 2015), aber seit jeher diskutabel (PYTTEL et al. 2018). Nichtsdestotrotz sind die Wertrelationen zwischen den Bäumen für den Übungsbetrieb passabel (SCHUCK 2021b). Die Mikrohabitate zeigen immer nur das Potenzial, aber nicht das tatsächliche Vorkommen von daran gebundenen Organismen (NIEDERMANN-MEIER et al. 2010). Sie sind daher vielmehr praktischer Hinweisgeber bei der Bewirtschaftung, als vollständiger Biodiversitätsindikator (ASBECK et al. 2021). Der allumfassende ökologische Wert eines Baumes mit etwa seiner Lebensraum-, Wasserspeicher- und Nährstoffkreislauffunktion kann ohnehin nie vollständig bilanziert werden (MEIER 2009; POMMER 2020). Insgesamt können die erfassten Parameter jedoch als hinreichend genau für die in allererster Linie didaktische Marteloskop-Sequenz angesehen werden. Ergänzend zur Datenerfassung sind auch hohe Aufwände bei der Datenpflege und den Folgeinventuren, welche die Mikrohabitate reproduzierbar erfassen müssen, einzuplanen (SOUCY et al. 2016; PYTTEL et al. 2018; WENDLANDT 2019; MARTENS 2021). Im Aufnahmezeitraum waren bereits zwei Stämme umgefallen, was die hohe Dynamik der Marteloskopdaten unterstreicht.

4.1.3 Auszeichnungübung und Feedbacks

Die Marteloskop-Sequenz in Eibenstock stellt eine objektive Datengrundlage zur Diskussion der integrativen naturgemäßen Überführung bereit. Das beispielhafte Übungskonzept muss in praxi der jeweiligen Zielgruppe angepasst werden (PYTTEL et al. 2018). Trotz, dass kein professionelles Trainingspersonal (z. B. ausgebildete Waldbautrainer) zur Verfügung stand, welches entscheidend für den nachhaltigen Erfolg der Übung ist (HETTESHEIMER et al. 2002; GINESTE 2010; BACHMANN und SUDA 2011; KÜHNE et al. 2019), empfanden die Teilnehmer:innen die Marteloskope und Übungen als gewinnbringend. Durch diesen Umstand kam es auch dazu, dass in Abteilung 136 die Aufgabe, Habitatbäume auszuwählen, nahezu nicht umgesetzt wurde. Anreize für verbesserte Übungsabläufe und Auswertung von Auszeichnungübungen geben z. B. GUERICKE (2018a) und COSYNS et al. (2020). Im Rahmen der Feedbacks wünschten sich die Förster:innen die Fortschreibung ihrer Auszeichnungen durch eine angehängte Waldwachstumssimulation, wie sie extern teilweise umgesetzt werden (MARTENS et al. 2017; PYTTEL et al. 2018; THORMANN et al. 2019). Es ist zwar ein solches Modul für den I+-Trainer in der Erarbeitung, jedoch wurde bisher bewusst kein solcher Baustein eingebaut, da die Software als rein didaktisches und nicht als wissenschaftlich-analytisches Tool für die Marteloskope entwickelt ist (SCHUCK 2021a). Von den Studierenden und dem Revierleiter wurde zudem vorgeschlagen, weitere Möglichkeiten zur Totholzanzuicherung in den I+-Trainer einzubauen. Vor dem Hintergrund integrativ-naturgemäßen Auszeichnens sollte bei der Entnahme und Waldpflege virtuell die Möglichkeit gegeben sein, zu Ringeln und Hochstubben zu schneiden sowie die Aushaltung nach einem gewünschten Sortiment zu beenden (z. B. Zopfen nach dem ersten Starkast zur Biomasseakkumulation (MERGNER 2021)). Darüber hinaus bemerkten die Teilnehmenden, dass sich das Auszeichnungsverhalten durch eine gefühlte Beobachtung der anderen Übungspersonen und die Aufzeichnung ihrer Baumauswahl im I+-Trainer verändert. Dieser Effekt ist als HAWTHORNE-Effekt bekannt (MYERS 2014) und bei künftigen Auszeichnungübungen zu berücksichtigen.

4.1.4 Datenanalyse

Die wissenschaftliche, statistisch optimale Vergleichbarkeit der Flächen und Baumarten ist durch die vorgegebene naturale Ausstattung begrenzt, was die Eignung der Marteloskope als solche aber nicht einschränkt. Der Stichprobenumfang sollte möglichst gleichmäßig zwischen den teilnehmenden Übungsgruppen und insgesamt größer ausfallen. Um Zusammenhänge mit Zählwerten zu prüfen, wurde eine POISSON-Regression genutzt, für die alternativ auch ein Likelihood-Quotienten-Test angewendet werden kann (SCHLICHT 2022). Abschließend empfiehlt der Autor für die Datenanalyse waldbauliche Strukturindizes der Marteloskope zu berechnen, womit auch die Auswirkungen verschiedener Auszeichnungen deutlich präziser untersucht werden könnten.

4.2 Ergebnisdiskussion Marteloscope

4.2.1 Flächendaten

Die Bestandesdaten der drei Marteloscope unterscheiden sich deutlich voneinander. Das Marteloskop Ausgangssituation stellt als Beginn der Überführungsserie mit nur zwei anwesenden **Baumarten** im Oberstand die artenärmste Ausprägung dar. Im Marteloskop Überführung finden bereits seit circa 30 Jahren aktiver Waldumbau und strukturierende Eingriffe im Sinne einer Überführung statt, sodass verbesserte Wuchsbedingungen geschaffen worden sind (REININGER 2000). Mitbedingt durch das Mehrangebot an Ressourcen sind auf dieser Fläche mit sechs heimischen Baumarten des Bergmischwaldes die meisten Baumarten zu finden. Die lichtliebenden Schwarz-Erlen und die einzige Strauchart Hirsch-Holunder wurden durch die „Entfichtung“ (POMMER 2020) des Riedertbaches gefördert. Mit einer buchenlastigen annähernden Drittel-Mischung aus Rotbuche, Weißtanne und Fichte besitzt das Marteloskop Bergmischwald die typische Baumartenstruktur eines herzynischen Bergmischwaldes, wie er auch im 16. Jahrhundert im Erzgebirge zu finden war (KIENITZ 1936). Diese für die Region heute einzigartige natürliche Artenausstattung des Bestandes aus Schatt- und Halbschattbaumarten sorgt dafür, dass nur noch wenige Berg-Ahorne und Ebereschen mit Pioniercharakter zu finden sind.

Bei annähernd gleicher Grundfläche der drei Flächen von rund 36 m²/ha zeigt die Marteloskop-Sequenz aufsteigende **Vorratswerte** von rund 477, 519 und 571 VFm/ha (Ausgangssituation < Überführung < Bergmischwald). Die Flächen liegen damit deutlich über dem mittleren Vorrat des Forstbezirks von rund 390 VFm/ha (WENDLANDT 2019). Zu begründen ist der Vorratsaufstieg zum einem mit dem steigenden Baumalter und den resultierenden aufsteigenden Oberhöhen der Flächen und dem strengen Erhalt aller Weißtannenaltbäume in Abteilung 137 aus Artenschutzgründen in Sachsen (LLAMAZ GOMEZ 1995; SCHULZ 2013). Gleichermaßen wird bei den Überführungsvorhaben der Altbestandesschirm möglichst lang erhalten, der weiterhin einen stetig hohen Zuwachs aufweist (SCHUSSER 2021). Im Laufe der Überführungseingriffe steigt die Strukturdiversität der Bestände (vgl. Stammzahlverteilung ff.), die einen stark förderlichen Einfluss auf den Grundflächenzuwachs in Bergwäldern hat (DĂNESCU et al. 2016). Der hohe Zuwachs kann nicht einfach durch wenige starke Eingriffe abgeschöpft werden, da sonst die bereits herausgearbeitete vertikale und horizontale Strukturvielfalt zerstört werden würde und erneut zweischichtige Bestände entstehen (SCHÜTZ und RÖHNISCH 2003). Folglich muss kurz- und mittelfristig ein Vorratsaufbau in den Überführungsbeständen in Kauf genommen werden, sodass die vorliegenden Marteloscope auch alle vorerst über den angestrebten Optimal- bzw. Gleichgewichtsvorräten¹² des Reviers zwischen rund 350 VFm/ha (laubholzlastige Bestände) und 450 VFm/ha (nadelholzlastige Bestände) liegen (POMMER 2020). Dies zeigt die vorhandene Hiebsdringlichkeit der Flächen auf, trotz dass bereits seit 15 Jahren konsequent in Richtung des Optimalvorrates gearbeitet wird (SCHIFFERDECKER und GESCHE 2020).

¹² „Der Optimalvorrat ist derjenige Holzvorrat, der das Ertragsvermögen eines Standortes hinsichtlich Schutzwirkung, Vitalität, Stabilität und Wertleistung bestmöglich zu nutzen in der Lage ist (Richtgröße)“ (ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG 1997, S. 92)

Die Anlage der Marteloskope gibt Aufschluss über das vorhandene **stehende Totholz**, dessen Bedeutung für die Waldartenvielfalt, insbesondere für Höhlen- und Halbhöhlenbrüter sowie als Quartier für Fledermäuse unumstritten ist (SCHABER-SCHOOR 2008). Es ist allein für das Marteloskop Bergmischwald ein sehr hoher liegender Totholzvorrat von mindestens $69 \text{ m}^3/\text{ha}$ im Jahr 2018 bestimmt worden (BOROWSKI 2021). Diese Fläche besitzt auch mit rund $21 \text{ m}^3/\text{ha}$ die größte Stehendtotholzmenge, gefolgt von $7 \text{ m}^3/\text{ha}$ und $2 \text{ m}^3/\text{ha}$ der Abteilung 138 und 136. Dies entspricht Stehendtotholzanteilen am lebenden Holzvorrat von rund 3,7 %, 1,5 % und 0,4 %. Als Richtgröße werden im Revier Eibenstock mindestens 10 % des lebenden Holzvorrates als Gesamttotholzmenge (stehend + liegend) angestrebt (SCHABER-SCHOOR 2008; POMMER 2020). Dies deckt sich mit bekannten Schwellenwerten von $30\text{-}60 \text{ m}^3/\text{ha}$ Totholz, unterhalb derer ein markanter Rückgang der Biodiversität unabhängig vom Waldtyp zu verzeichnen ist (SCHABER-SCHOOR 2008). Vergleichbare Schwellenwerte zwischen $20\text{-}50 \text{ m}^3/\text{ha}$ für Bergmischwälder liefern MÜLLER und BÜTLER (2010) in einer umfassenden Literaturstudie. Aufgrund einer lange Zeit stattfindenden Auslesedurchforstung mit Hieben auf den starken schlechten Stamm erreichen die Marteloskope Ausgangssituation und Überführung diese Schwellenwerte auch bei hohen fiktiven liegenden Totholzmenge kaum. Die Bergmischwaldfläche liegt innerhalb der geforderten Totholzwerte und eignet sich dahingehend gut als Zielbild. Weiterhin wurde in der BWI III im Jahr 2012 ein stehender Totholzvorrat über alle Waldeigentumsarten in Sachsen für Nadelbäume und Laubbäume ohne Eiche in Summe von durchschnittlich $2,2 \text{ m}^3/\text{ha}$ ermittelt (SBS 2014). Die Flächen Ausgangssituation und Bergmischwald liegen deutlich über diesem Wert, während die Fläche Überführung den Wert knapp verfehlt, was dort das Defizit an Stehendtotholz erneut unterstreicht. Im Revier Eibenstock wird daher seit rund 15 Jahren versucht, durch integrative waldbauliche Maßnahmen die Alt- und Totholzmenge zu steigern. Insbesondere aus Fichten mit geringwertigen rotfaulen D-Holz-Sortimenten werden für den Waldnaturschutz förderliche Hochstubben mit dem Harvester geschnitten (REGER et al. 2020), statt den gesamten Baum einschließlich der defizitären Industrieholzsortimente zu nutzen. Neben der reinen Totholzmenge ist eine möglichst große Totholzvielfalt z.B. hinsichtlich Holzart, Zersetzungsgrad und Besonnung wichtig (LASSAUCE et al. 2011; SEIBOLD et al. 2017). Auf den beiden ersten Flächen der Marteloskop-Sequenz ist ausschließlich stehendes Fichtentotholz vorhanden, während im Marteloskop Bergmischwald auch Tannen- und fast identische Mengen an Buchentotholz existieren. Da Buchentotholz standardmäßig schneller abgebaut wird als jenes der beiden Nadelhölzer (DIN EN 350), ist dieses als besonders wertvoll einzuschätzen.

In den Stammfußkarten (Abbildung 2) ist zwischen den Flächen eine steigende Heterogenisierung der **räumlichen Verteilung** in allen Bestandesschichten zu erkennen. Die Ausgangssituation kann von einer geordneten Fichtenbestockung mit geometrischen Weißtannen-Voranbauten durch Überführungseingriffe zu einem geclusterten Fichtenbestand mit kleinflächig gemischten Verjüngungsarten unterschiedlicher Baumarten entwickelt werden (HANEWINKEL 2004). Ausschlaggebend für diesen erfolgreichen Schritt muss vor allem die Schaffung von variierenden Lichtsituationen mit punktuellen Kleinschächten im Oberstand gewesen sein, die eine naturnahe regellose Verteilung und räumlich-zeitliche Differenzierung des Nachwuchses ermöglicht (KUNZ 1994; REININGER 2000; SCHÜTZ und RÖHNISCH 2003). Abteilung 136 offenbart zudem das große Naturverjüngungspotenzial der wenigen umgebenden Rotbuchen und zeigt eine typische Begleitvegetation am Riedertbach. Das Marteloskop Bergmischwald zeigt die größte räumliche Strukturvielfalt mit starken Klumpungen in allen Schichten und den rein naturverjüngten amorphen Nachwuchspolygonen. Für Bergmischwälder sind inverse bzw. alternierende Verjüngungsmuster

bekannt, bei denen sich beispielsweise Weißtannen oder Rotbuchen bevorzugt unter Fichten und umgekehrt verjüngen (AMMON 1995; REININGER 2000; PETRITAN et al. 2015; PALUCH et al. 2019). Trotz, dass buchenlastige Bereiche bei diesen Verjüngungsmustern vorrangig auch wieder von eher buchenhaltiger Verjüngung unterwachsen werden, wird mit diesem natürlichen „increase-when-rare-mechanism“ (WILSON 2011) langfristig der Reinbestandsbildung entgegengewirkt (PALUCH et al. 2019). Dieser „natürliche Holzartenwechsel“ (AMMON 1995) ist auch partiell im Marteloskop Bergmischwald zu beobachten.

Stammzahlverteilungen eignen sich gut, um den Prozess der Überführung zu veranschaulichen (PRETZSCH 2019). Die Marteloskop-Sequenz in Eibenstock zeigt die Entwicklung von einer unimodalen (Ausgangssituation) über eine bimodale (Überführung) hin zu einer negativ exponentiellen Durchmesservertelung (Bergmischwald) (Abbildung 3). Während zu Beginn der überwiegende Teil der Fichten nur einen BHD zwischen 35 und 40 cm aufweist, sind im Marteloskop Bergmischwald Buchen, Tannen und Fichten fast über die gesamte Spreitung bis 112,9 cm zu finden. An diesen Verteilungen kann die Änderung der Betriebsform vom einschichtigen Altersklassenwald über einen zweischichtigen Bestand mit gemischtem Unterstand hin zu einem strukturreichen Dauerwald nachvollzogen werden. Trotz, dass es sich um einen gleichaltrigen Reinbestand handelt, besitzt die Ausgangssituation eine gewisse Durchmesserspreitung. Diese kann durch die strukturierende Wirkung von Schneebrüchen gefördert worden sein (PRETZSCH 2019; REININGER 2000). Ein „Unterstell-Effekt“ im Schutz großkroniger Bäume sorgt zudem dafür, dass die untersten instabilen BHD-Klassen bei Schneebrüchen trotzdem erhalten bleiben (STERBA und SCHÖN 1982). Da der gesamte Bestand starke Schälsschäden aufweist, ist zudem von einer künstlichen Erhöhung der Durchmesserstreuung durch die vorhandenen rotfaulen „Flaschenhälse“ der Stämme auszugehen (VACEK et al. 2020). Durch konsequente, hochdurchforstungsartige Eingriffe im „el Intermediaire“, dem mittleren bis höheren Sozial- und Durchmesserbereich (REININGER 2000), wird die Glockenkurve abgeflacht und langfristig zu einer konvexen Kurve durchgedrückt. Erste Ergebnisse dieser Eingriffe und eines langfristigen Erhalts des Schirmes lassen sich in der Kurve des Marteloskops Überführung sehen. Das Fehlen von lebenden Bäumen in bestimmten Durchmesserklassen, hier die BHD-Klassen 20, 25 und 30 cm, ist ein typischen Kennzeichen von Überführungsbeständen (SCHÜTZ 2001). Ferner sind erste Differenzierungen der Weißtannen-Voranbauten in den untersten beiden Durchmesserklassen zu erkennen. Das Vorhandensein vieler Durchmesserklassen ist waldbaulich einfacher herzustellen, als das Vorhandensein aller Durchmesser- und gleichzeitig Altersklassen herzustellen, so wie es im Marteloskop Bergmischwald zu finden ist (REININGER 2000). Trotz alledem ist auch diese Fläche arm an Mittelhölzern im Bereich zwischen rund 25-50 cm, was auf versäumte Lichtgaben in der Vergangenheit im Zuge einer zu schwachen Bewirtschaftung im NSG „Am Riedert“ zurückzuführen ist. Die Fichte dominiert die niedrigen BHD-Klassen wegen der zurückliegenden verbissbedingten Entmischung des Bestandes. Tannennaturverjüngung konnte sich erst seit rund zehn Jahren mit reduzierten Schalenwildbeständen etablieren (SCHUSSER 2021). Das vorhandene Starkholz besitzt hohe Holz- und Habitatwerte (Kapitel 3.1.3). Totholz findet sich nur in Abteilung 137 auch in stärkeren Dimensionen und ist ansonsten vorrangig mit dünnen BHD vertreten. Letztlich sind stark verteilte Durchmesserkurven ein guter Indikator für vertikalen Strukturereichtum und damit für die grundlegende Biodiversität der Bestände (PACH und PODLASKI 2015). Die Kurven implizieren daher eine generelle Zunahme der Waldbiodiversität von der Ausgangssituation hin zur Bergmischwaldfläche.

Die Marteloskope besitzen für die Gesamtfläche **Holzerlöse** von 19962 €/ha, 22665 €/ha und 34244 €/ha (Ausgangssituation < Überführung < Bergmischwald) (Tabelle 5). Es stehen Massensortimente mit geringen Erlösunterschieden zwischen den ersten beiden Flächen der stark davon abweichenden Bergmischwaldfläche mit vorhandenen Wertholzanteilen an Fichte und Tanne gegenüber. Die Flächenwerte sind aufgrund individuell angewandter Sortiermerkmale und schwankender Holzpreise mit anderen Flächen kaum vergleichbar. Im Revier Eibenstock existiert noch das Marteloskop „Rotgrubener Weg“ unter vergleichbaren Wuchsbedingungen in einem zweischichtigen Fichtenbestand (rund 100 Jahre) mit truppweise eingemischter Rotbuche. Bei einem Gesamtvorrat von 326 VFm/ha ist ein Holzerlös von 29218 €/ha festgestellt worden (WENDLANDT 2019), der sich zwischen die Überführungsfläche und die Bergmischwaldfläche einordnet.

Die **Mikrohabitananzahlen** betragen 455, 239 und 523 pro Hektar und ergeben damit **Habitatwerte** von 3556, 2114 und 5293 Punkten/ha (Überführung < Ausgangssituation < Bergmischwald) (Tabelle 6). Die ökologischen Werte lassen sich aufgrund unterschiedlicher Bewirtschaftungen, Standorte und Bestandesdaten nur grob mit anderen Marteloscopen vergleichen. Das Marteloskop Rotgrubener Weg weist im Vergleich zur Marteloskop-Sequenz mit nur 56 Mikrohabitaten/ha und 455 Punkten/ha unterdurchschnittlich wenige ökologische Strukturen auf. Bei gleicher Inventarisierung der Mikrohabitate (WENDLANDT 2019) sind diese Unterschiede höchstwahrscheinlich mit dem „observer effect“ zu erklären. Für das Marteloskop Bergmischwald können nur anhand von ähnlichen Baumartenverteilungen vorsichtige Vergleiche mit den Marteloscopen „Sackenbach“, „Rosskopf“ und „Sihlwald“ unternommen werden. Der Fichten-Buchenbestand zählt 2849 Punkte/ha (220 TreMs/ha), der Buchen-Tannenbestand 5140 Punkte/ha (525 TreMs/ha) und der Tannen-Buchen-Douglasienbestand 2637 Punkte/ha (241 TreMs/ha), sodass das Marteloskop-Bergmischwald mit seinem ökologischen Wert überragt. In unbewirtschafteten Buchenwäldern im norddeutschen Tiefland wurden 250 Mikrohabitate/ha festgestellt (WINTER und MÖLLER 2008). Diese übertreffen die Ausgangssituation deutlich und die Bergmischwaldfläche um mindestens das Doppelte, trotz oder gerade weil es sich um integrativ naturgemäß bewirtschaftete Flächen handelt.

4.2.2 Einfluss der Baumart

Bedingt durch unterschiedlich angewandte Sortiervorgaben beeinflusst die Baumart die anfallenden **Holzsortimente** (Abbildung 5) und damit die **Holzerlöse** (Abbildung 4). Zwischen den Marteloscopen Ausgangssituation und Überführung steigert sich dimensionsbedingt der durchschnittliche Festmeterwert der Fichten. Die Sortimentsanteile sind mit jeweils rund 54 % B-Holz weitgehend unverändert. In der Praxis würde der Verkauf der Massensortimente überwiegend als B/C-Mischsortiment erfolgen (POMMER 2020). Da im Forstbezirk Eibenstock eine Industrielholzvermeidungsstrategie festgelegt ist, wurde rotfaules Holz bei entsprechenden Mindestdimensionen als D-Holz ausgehalten. Begründet durch die hohen Altschälanteile, die zu einem überproportional hohen Aufkommen minderwertigen Holzes führen, entgehen dem Staatsbetrieb Sachsenforst im Landeswald jährliche Einnahmen von ungefähr 8,4 Mio. € (Hochrechnung der Daten von POMMER und TROMMER 2022 durch SCHUSSER 2022) im Vergleich zu fiktiven Verkäufen der identischen Holz mengen als gesundes Holz. Durch hohe anfallende Schadholzmengen seit 2017 und ein damit verbundenes überregional niedriges Holzmarktpreisniveau fiel der zur Berechnung genutzte Fichtenpreis auch 2020 noch sehr gering aus (SBS 2021a). Gegen Ende des Jahres 2020 konnte eine erste Stagnation im Preisabfall und mittlerweile wieder eine vollständige Erholung der Sägeholzpreise festgestellt werden.

Auf der Bergmischwaldfläche offenbart sich das hohe Wertholzpotezial der beiden Nadelbaumarten Fichte und Weißtanne mit hohen A-Holz-Anteilen von rund 16 und 32 %. Die drei ökonomisch wertvollsten Bäume sind Weißtannen, wovon ein Individuum den höchsten Holzerlös der Marteloskop-Sequenz mit 1534,9 € stellt. Dicke und astfreie Erdstammstücke der harzfreien Weißtanne gelten als Premiumprodukte mit vielfältigen Verwendungsmöglichkeiten (GROSSER 2004; ECHTLE 2021; SCHUSSER 2021). Dementgegen konnte an einer starken abgebrochenen Tanne nur eine mindere Holzqualität beobachtet werden (BOROWSKI 2021), die an Tannenholz teilweise in Form von Nasskernen, Wimmerwuchs oder Rissen in Erscheinung tritt (GROSSER 2004; OHNESORGE 2019). Die Laubholzarten besitzen höhere Brennholzwerte als das Nadelholz. Als solches werden sie im Rahmen der integrativen naturgemäßen Waldbewirtschaftung jedoch möglichst nicht genutzt (POMMER 2020), da ihre ökologischen Funktionen vorrangig sind (s. ff.). Die Rotbuchen weisen überwiegend durchschnittliche C- und Brennholz-Qualitäten auf. Sie sind nicht unter den zehn ökonomisch wertvollsten Bäumen vertreten und tragen somit auch bei hohen Volumenanteilen vergleichsweise wenig zum Holzerlös der Gesamtflächen bei, was auch im Marteloskop Rosskopf festgestellt wurde (KIEHNE 2015). Dem Berg-Ahorn kann lokal ein hohes Wertpotenzial unterstellt werden (POMMER 2020), was sich an ersten B-Holz-Anteilen in Abteilung 137 zeigt. Insgesamt unterliegen die Holzerlöse der Laubholzarten tendenziell denen der Nadelholzarten. Die Marteloskop-Sequenz bestätigt, dass im Dauerwald (Bergmischwald) grundsätzlich mehr Sortimente anfallen, als im Altersklassenwald (WEILENMANN 2017).

Für Zentral-Europa und dem Mittelmeerraum wurde die Baumart als entscheidender Einflussfaktor auf die vorkommenden **Mikrohabitat**typen mehrfach nachgewiesen (VIDOT et al. 2011; LARRIEU und CABANETTES 2012; LARRIEU et al. 2012; LARRIEU et al. 2014; GROßMANN et al. 2018; ASBECK et al. 2019; FICHTNER 2020). Grundsätzlich weisen Laubbäumen eine höhere Vielfalt an Mikrohabitattypen als Nadelbäumen auf (GROßMANN et al. 2018; ASBECK et al. 2019), was auch in dieser Arbeit festgestellt wurde (Abbildung 6). So stiegen die Habitatausstattungen eines Fichten-Tannen-Bestandes gegenüber einem Fichtenbestand erst an, als noch zusätzlich Rotbuchen hinzukamen (ASBECK et al. 2019).

Die Fichten weisen am meisten das über alle drei Flächen häufigste Mikrohabitat der Stammfußhöhlen (GR1) auf. Im revierinternen fichtendominierten Marteloskop Rotgrubener Weg zählen diese ebenso zu den häufigsten Habitatstrukturen (WENDLANDT 2019). ASBECK et al. (2019) inventarisierten 2085 Bäume im Schwarzwald und fanden als häufigstes Mikrohabitat ebenso Stammfußhöhlen vor. Sie begründen das Vorkommen mit dem dafür prädestinierten Flachwurzelsystem der Fichte und fordern weitere Forschungsaktivitäten zum Auftreten von Stammfußhöhlen. Ein häufiges Vorkommen von Stammfußhöhlen konnte auch im Marteloskop Rosskopf jedoch für die Buchen und Tannen festgestellt werden (KIEHNE 2015). Auch in Abteilung 137 nehmen die Rotbuchen über die Hälfte der vorhandenen Stammfußhöhlen ein. Die Anzahlen der Stammfußhöhlen an den Fichten nehmen auf der Marteloskop-Sequenz signifikant ab (Abt. 137 < Abt. 136 < Abt. 138). Zu erklären wäre dieses Verhalten mit einem höheren Anteil dünnerer Fichten in Abteilung 137 (Kapitel 4.2.3). Der Tatsache stünde entgegen, dass vor allem in steilerem Gelände, wie es in Abteilung 136 und 137 der Fall ist, die Bildung von Höhlen gefördert wird (LARRIEU und CABANETTES 2012). Das zweithäufigste Mikrohabitat der Flächen ist freiliegendes Splintholz (IN1), das ebenso bevorzugt an den Fichten auftritt. Da das Splintholz besonders schnell bei dünnrindigen Baumarten freigelegt wird, kommt das Mikrohabitat mitunter auch bei den Rotbuchen der Flächen vor. Gleiches konnte auch im Marteloskop Rosskopf (KIEHNE 2015) und in bewirtschafteten montanen Buchen-Tannen-Wäldern der Pyrenäen festgestellt werden

(LARRIEU et al. 2012). Das Mikrohabitat wurde durch die intensiven Durchforstungen der wuchskräftigen Fichtenbestände gefördert und ist vermehrt an den Rückegassen zu finden (VIDOT et al. 2011). Aufgrund des besonders pfleglichen Umgangs mit der Tanne und guter Überwallungsfähigkeiten ihrer Gattung (VASILIAUSKAS 2001), wurde nur wenig freiliegendes Splintholz an ihr gefunden. Gleichmaßen sorgen auch alte Schältschäden in Abteilung 138 für die Rindenverluste an den Fichten, die mittlerweile jedoch oft wieder überwallt sind. An den Fichten ist über alle drei Flächen Harzfluss (OT1) sehr oft zu finden. Dieser ist auch durch die aktuell intensive Bewirtschaftung in Abteilung 138 und 136 begünstigt. Freiliegendes Kernholz (IN2) tritt bedingt durch lokale Schnee- und Windbrüche (MARTIN et al. 2021) vor allem bei den Fichten und den Buchen der Abteilung 137 auf. LARRIEU et al. (2021) stellten fest, dass bei Bäumen mit freiliegendem Kernholz an diesen Harzflüsse nahezu nicht vorkommen. Die dünnen toten Fichten weisen auf der gesamten Marteloskop-Sequenz weiterhin besonders oft Rindentaschen ohne Mulm (BA1) auf. Besonders Berg-Ahorne gelten aufgrund ihrer Schuppenborke als Träger dieses Mikrohabitats (GROßMANN und PYTTEL 2019), wofür es den Individuen der angelegten Marteloskop-Serie jedoch noch an Dimension fehlt. Als weiteres fichtenspezifisches Mikrohabitat konnten auf allen drei Marteloskopen Krebse (GR3) festgestellt werden. Höhere Vorkommen von Krebsen an Fichte und Weißtanne gegenüber Eiche und Buche sind bekannt (VIDOT et al. 2011). Ein Einfluss der Baumart auf Maserknollen und Krebse konnte bei Modellierungen mit Mikrohabitatdaten von montanen Buchen-Tannen-Wäldern bestätigt werden (LARRIEU et al. 2014).

Auf der Marteloskop-Sequenz sind ist die Rotbuche besonders oft an der Entstehung der inventarisierten Mikrohabitatform der Höhlen (CV) beteiligt. Spechthöhlen (CV1) werden grundsätzlich bevorzugt in den vorhandenen Buchen angelegt, weil kein störendes Harz vorhanden ist (CRAMP 1980). Stamm- und Mulmhöhlen (CV2) kommen neben der Buche auch an den Fichten und Tannen vor. GROßMANN und PYTTEL (2019) beobachten in Bergmischwäldern gleiche Anteile dieser Mikrohabitatgruppe zwischen Buchen und Weißtannen. Dementgegen berichten LARRIEU et al. (2012) aus pyrenäischen Buchen-Tannen-Wäldern von einem häufigeren Vorkommen dieser Höhlentypen an Rotbuchen gegenüber den mitvergesellschafteten Weißtannen. Generell gelten derartige Höhlen als selten in lebenden Nadelhölzern (DRAPEAU et al. 2005). Asthöhlen (CV3) sind erst in der Bergmischwaldfläche und fast ausnahmslos an den Buchen zu finden. Gleiches gilt für die vorkommenden Totäste und das Kronentotholz (DE1). Neben natürlichen Alterungsprozessen sind mit diesen Mikrohabitaten in Zusammenhang stehende Astabbrüche immer verursacht durch lokale Ursachen (MARTIN et al. 2021). Neben den Fichten der beiden ersten Flächen finden sich auch an den Rotbuchen mitunter Wassertöpfe (Dendrotelme) (CV4). Da Dendrotelme einen außergewöhnlichen Mikrolebensraum darstellen und als Sporenfalle einen Hotspot für Mikropilze darstellen, sind bereits einzelne Exemplare extrem wertvoll für den Waldnaturschutz (MAGYAR et al. 2017). Im Einklang mit LARRIEU und CABANETTES (2012) konnten diese Dendrotelme nicht an den Weißtannen gefunden werden. An den Rotbuchen kommen mit Abstand die meisten epiphytischen Krypto- und Phanerogamen (EP3), meist Moose, vor. Neben einzelnen Fichten kommt diese Mikrohabitatgruppe auch bereits an einzelnen Berg-Ahornen und am einzigen Hirsch-Holunder vor. Im naheliegenden Marteloskop Rotgrubener Weg sind alle moosbedeckten Stämme auch Buchenstämme (WENDLANDT 2019). Die beständige, glatte Rinde der Buche, die für ihren Stammabfluss bekannt ist, gilt als besonders siedlungsfähig für eine Vielzahl von Epiphyten (DREYLING et al. im Druck). In den Bergwäldern des Schwarzwaldes konnte ein Anstieg der Epiphyten-tragenden Bäume mit zunehmender Höhenlage statuiert werden (ASBECK et al. 2019).

Diese Tatsache unterstützend wurden auf dem tiefergelegenen (410 m ü. NN) Marteloskop „Burkhardtswald“, ein Rotbuchen-Traubeneichen-Birken-Mischbestand innerhalb des Forstbezirks Eibenstock, an keinem der Bäume epiphytische Krypto- oder Phanerogame (EP3) festgestellt (DÖRFEL 2019).

An den Alt-Weißtannen und einigen Buchen der Bergmischwaldfläche und sind besonders oft grobe Rindenstrukturen (BA2) festgestellt worden. Oft sind Douglasien für dieses Mikrohabitat bekannt (MICHEL et al. 2011; KIEHNE 2015). Besonders auffällig ist das alleinige häufige Vorkommen von Hexenbesen (GR2) und kleinen Nestern (NE1) an den jungen Tannenvoranbauten der Überführungsfläche. Die Hexenbesen wurden abweichend vom Katalog der Baummikrohabitate bereits ab 20 cm Durchmesser erfasst. Diese örtlich auftretenden Kurztriebe sind häufig an Weißtannen anzutreffen und werden vom Rostpilz *Melampsorella caryophyllacearum* verursacht (BUTIN 2019). Dieser kann insbesondere auch in Voranbauten in Form des Tannenkrebses für wirtschaftliche Stammschäden („Rädertanne“) sorgen (PODNER und METZLER 2009; BUTIN 2019). Die auftretenden Vogelnester waren vorrangig stammnah zwischen zwei Astabgangsstellen zu finden, wobei der streng geometrische Kronenaufbau der Jungtannen mit durchschnittlichen Astachsenwinkeln von 67° förderlich zu sein scheint (VON GRUBER 1995). MATHIASSEN et al. (2004) fanden in hexenbesenbildenden Zwergmisteln an Gelb-Kiefern (*Pinus ponderosa*) häufig Nester vor. Dieser Zusammenhang zwischen Hexenbesen und Nestern konnte für die Weißtannen nicht gefunden werden. Die für die Weißtanne festgestellten Mikrohabitaten offenbaren eine mit dieser Baumart spezifisch assoziierte Biodiversität (LARRIEU et al. 2012). Entgegen den Feststellungen von GROßMANN und PYTTEL (2019), konnte Kronentotholz (DE1) nicht oft, sondern nur selten an den Weißtannen der Bergmischwaldfläche erfasst werden. An einer Eberesche der Abteilung 137 sind einmalig große Schlauchpilze (Ascomyceten) (EP14) zu finden. Typischerweise besitzen Pionierbaumarten, wie die Eberesche, mit einer zeitigen Seneszenz assoziierte Mikrohabitate (LARRIEU et al. 2021), was diesem Fall entspricht.

Insgesamt zeigen die individuellen Mikrohabitatvorkommen an einzelnen Tannen (Nester NE1, Hexenbesen GR2), Buchen (Asthöhlen CV3), einem Hirsch-Holunder (Moose EP3) und einer einzigen Eberesche (Schlauchpilze EP14), dass bereits eine zusätzliche Baumart unabhängig von ihrer vorkommenden Dichte die Mikrohabitatvielfalt maßgeblich anheben kann (LARRIEU und CABANETTES 2012).

Der Einfluss der Baumart auf die **Anzahl der Mikrohabitate** am einzelnen Baum ist vielfach nachgewiesen (VIDOT et al. 2011; LARRIEU et al. 2012; REGNERY et al. 2013; LARRIEU et al. 2014; KIEHNE 2015; SANTOPUOLI et al. 2019; FICHTNER 2020). Bei GROßMANN und PYTTEL (2019) ist hierzu eine erstklassige Übersicht zu bisher untersuchten Faktoren, darunter auch die Baumart, und deren Auswirkung auf die Anzahl der Mikrohabitate je Baum zu finden (Anhang G - 1). Im Allgemeinen sind dabei bei Laubbaumarten häufiger und mehr Mikrohabitate anzutreffen als bei Nadelbaumarten, wofür zumeist deren grundsätzliche Physiognomie mit größeren brechenden Ästen, dünner Rinde und schnellem Holzabbau verantwortlich ist (COURBAUD et al. 2017; BÜTLER et al. 2020a). Über die gesamte Marteloskop-Sequenz tragen rund die Hälfte der erfassten Baumkörper (49 %) mindestens ein Mikrohabitat. Im nahegelegenen fichtendominierten Marteloskop Rotgrubener Weg sind nur an 15 % der Bäume Mikrohabitate vorhanden (WENDLANDT 2019), sodass alle drei Marteloskope mit jeweils 30, 41 und 72 % (Tabelle 4) mindestens doppelt so häufig Mikrohabitate aufweisen. Nach ASBECK et al. (2019) hat der Bestandestyp in zentraleuropäischen Bergwäldern einen entscheidenden Einfluss auf die Anzahl der vorkommenden Mikrohabitate.

Sie stellten die größte Dichte an Mikrohabitaten in reinen Fichtenbeständen und nicht in Nadel-Laub-Mischwäldern fest, was die gefundenen Daten dieser Arbeit in großen Teilen unterstützt. Auch das Marteloskop Ausgangssituation, also der fichtenlastigste Bestand, weist mit 72 % die meisten Bäume mit mindestens einem Mikrohabitat auf. Vermutlich sind aufgrund der schon länger stattgefundenen Auslesedurchforstungen im Marteloskop Überführung (höheres Alter) nur 30 % der Bäume mit einem oder mehr Mikrohabitaten belegt. Zudem zeigen die Fichten der Abteilung 138 und 136 mit Medianen von einem Mikrohabitat pro Baum häufig mehr Mikrohabitats als die Fichten der gemischteren Abteilung 137, wobei der Einfluss des BHD hier vorerst ignoriert bleibt. Insgesamt scheinen dafür die überdurchschnittlich häufig auftretenden Stammfußhöhlen (GR1) der Fichten verantwortlich zu sein (ASBECK et al. 2019), welche auch aus Sicht des Autors für eine starke Verzerrung der Mikrohabitatsanzahlen zwischen den Flächen der Marteloskop-Sequenz sorgen. Schließt man dieses Mikrohabitat aus der Betrachtung aus, so waren bei ASBECK et al. (2019) schlagartig die höheren Anzahlen an Mikrohabitaten in den Mischbeständen zu finden, was auch für die Eibenstocker Marteloskop-Sequenz vermutet werden kann. Aufgrund der wenigen Individuen der Rotbuchen, sind deren Anzahlen an Mikrohabitaten auf den ersten beiden Marteloskop-Sequenzen allein nicht hinreichend interpretierbar. Die Rotbuche zeigt auf der Bergmischwaldfläche mit durchschnittlich 2,4 Mikrohabitaten/Baum den größten Durchschnittswert aller erfassten Baumarten. Der Maximalwert der Marteloskop-Sequenz von gezählten 12 Mikrohabitaten ist ebenso an einer Buche zu finden. Wie WINTER und MÖLLER (2008) in über 80 % der Fälle an Rotbuchen bewirtschafteter und unbewirtschafteter Bestände im Flachland genau 1 Mikrohabitat fanden, so liegt auch der Median der Rotbuchen im Bergmischwald bei 1. Im Mittel kommen an 38 %, auf der Bergmischwaldfläche sogar an 52 %, der Buchen Mikrohabitats vor. Andere Studien ermittelten Auftretenswahrscheinlichkeiten von 60 % (KIEHNE 2015) oder 70 % (LARRIEU und CABANETTES 2012) für die Buche. Nur weil die Rotbuchen der Marteloskop-Sequenz weniger oft Mikrohabitats besitzen, bedeutet das jedoch nicht, dass deren ökologische Wertigkeiten geringer sind. Insgesamt scheinen die Rotbuchen aufgrund ihrer hohen Anzahlen an Mikrohabitaten besonders für die Auswahl als Habitatbaum geeignet zu sein. Da die geringen Anzahlen der Weißtannen auf der Bergmischwaldfläche verfälschend wären, muss deren mittlere Dichte von Mikrohabitaten von rund 13 % zum Vergleich herangezogen werden. Wie bereits von VUIDOT et al. (2011) beobachtet, sind bei den Buchen häufiger Mikrohabitats als bei den Tannen anzutreffen. Die 13 % liegen zwischen den niedrigen 6,5 % der Tannen des Marteloscops Rosskopf (KIEHNE 2015) und den konstatierten 18 % für Tannen in montanen Buchen-Tannen-Wäldern (LARRIEU und CABANETTES 2012) und somit im Mittel. Die Weißtannen der Marteloskop-Sequenz besitzen maximal 6 Mikrohabitats. In Abteilung 137 zeigen sie die höchsten Mediane von 3 Mikrohabitaten/Baum und liegen damit signifikant über denen der Fichten. Die Anzahlen an Tanne unterscheiden sich auf der Bergmischwaldfläche letztlich nicht signifikant von denen der Rotbuche.

Da die Anzahl der Mikrohabitats maßgeblich in die Berechnung des **Habitatswertes** eingeht, sind die eben getroffenen Aussagen gleichermaßen auf die Habitatwerte übertragbar. Es sind auf allen Flächen Bäume ohne Mikrohabitats und folglich ohne rechnerische Habitatwerte vorhanden (Abbildung 8). Eine grundsätzlich große Streuung bei den drei wesentlich vorkommenden Baumarten Fichte, Buche und Tanne zeigt, dass überall ökologisch wertvolle Individuen anzutreffen sind. Für die Auswahl von Habitatbäumen ist daher immer die ökologische Wertigkeit der Bäume vor Ort im konkreten Fall zu beurteilen (MEIER 2009). Für die Nebenbaumarten Berg-Ahorn, Eberesche und Hirsch-Holunder können aufgrund ihres geringen Auftretens keine umfangreichen Aussagen getroffen werden. Jedoch ist bekannt, dass sie auch in geringen Dichten meist spezielle

Mikrohabitate tragen und damit auch bedeutungsvolle ökologische Werte bereitstellen (LARRIEU et al. 2012). Die Habitatwerte der Fichten unterscheiden sich zwischen den fichtenlastigen Marteloskop- Ausgangssituation und Überführung nicht. Sie fallen auf der Bergmischwaldfläche signifikant geringer aus, was in erster Linie auf mehr dünnere Fichten (Kapitel 3.1.3) zurückzuführen ist.

Für die Rotbuchen und Weißtannen sind aufgrund stark abweichender Durchmesserstrukturen und geringer Individuenzahlen nur Vergleiche innerhalb des Marteloscops Bergmischwald möglich. Beide Baumarten besitzen dort mindestens signifikant höhere Habitatwerte als die Fichte ($p \leq 0,035$) und unterscheiden sich untereinander nicht in deren Habitatwerten. Lebende Rotbuchen zeigen die größten Habitatwerte ($x_{max} = 233$ Punkte), womit den gängigen Auffassungen zur naturschutzfachlichen Bedeutung dieser Baumart entsprochen wird (WINTER et al. 2017). Die Tannen zeigen neben wenigen Ebereschen die höchsten durchschnittlichen Habitatwerte ($\bar{x} = 27,9$) und sind bekannt für spezifisch mit ihr assoziierte Artengemeinschaften (LARRIEU et al. 2012), was allgemeinen Auffassungen über geringe ökologische Wertigkeiten von Nadelbäumen entgegensteht. Über alle Flächen liefern trotz geringer Anzahl die saproxylichen Mikrohabitate immer einen größeren Beitrag zum Habitatwert als die epixylichen (Anhang B - 4 und 5).

Betrachtet man den Einfluss der Baumart auf der Marteloskop-Sequenz, so muss *Hypothese I* abschließend *differenziert* beantwortet werden. Die Holzerlöse der Nadelbaumarten Fichte und Weißtanne liegen grundsätzlich über denen der Laubbäume und zeigen in Form der hohen A-Holz-Anteile ein höheres Wertpotenzial auf. Dementgegen stehen hohe Wertminderungen durch historische Schälsschäden. Der zweite Teil der Hypothese kann folglich *verifiziert* werden. Besonders anhand der Buche können allgemeine Auffassungen zu hohen Habitatwerten der Laubbäume bestätigt werden. Jedoch wartet die Weißtanne bereits in den Voranbaustadien überraschend mit spezifischen Mikrohabitaten auf und zeigt im Bergmischwald gleichermaßen hohe Habitatwerte wie die Rotbuche. Der erste Teil der Hypothese muss somit *falsifiziert* werden. *Hypothese I* verhält sich damit genau invers zu den Ergebnissen des Marteloscops „Tharandter Wald“, welches einen Buchenbestand mit beigemischten Fichten, Lärchen (*Larix decidua* MILL.) und Roteichen (*Quercus rubra* L.) abbildet (FICHTNER 2020).

4.2.3 Einfluss des BHD

Der BHD und der **Holzerlös** korrelieren für alle Baumarten und die drei Marteloskop-Flächen signifikant positiv miteinander (Abbildung 9). Dieser Zusammenhang entspringt dem Fakt, dass mit steigenden Durchmessern, insbesondere ab 40 cm, höhere Holzvolumen und höhere stärkeklassenabhängige Holzpreise verrechnet werden, was bereits in mehreren Marteloskop-Flächen festgestellt wurde (FLURY 2011; KIEHNE 2015; SCHÜRG 2015; FICHTNER 2020). Der exponentielle Charakter des Zusammenhangs wird durch den Spruch „Holz wächst nur an Holz“ zum Ausdruck gebracht. Die Marteloskop-Sequenz verdeutlicht damit, dass die Produktion von Starkholz lohnenswert sein kann. Ab der Durchmesserklasse mit Klassenmitte 70 cm treten im Marteloskop Bergmischwald erste A-Holz-Anteile auf, die sich mit steigenden Durchmessern erhöhen (Anhang B - 6). Voraussetzung für eine erfolgreiche Starkholzproduktion sind jedoch gute Qualitäten (AMMER 2016), wie sie in der schälgeschädigten Ausgangssituation und Überführung weniger zu finden sind. Nichtsdestotrotz müssen auch hier dicke (AMMER 2016) überschirmende Bäume zugunsten einer vertikalen und horizontalen Strukturierung des Nachwuchses erhalten werden, um eine erfolgreiche Überführung vollziehen zu können. Deren Schirmwirkung steigert zudem die Feinastigkeit und

Wipfelschäftigkeit und damit letztlich den Holzerlös der heranwachsenden Verjüngung (WEIDIG et al. 2014; AMMER 2016). Dass der Zusammenhang zwischen Holzerlös und BHD aufgrund der natürlichen Alterung der Bäume und den damit verbundenen Holzentwertungen nicht endlos steigen kann, ist bekannt und mündet in der forstlichen Praxis in der Zieldurchmesserernte.

Äquivalent zum Holzerlös steigt auch der durchschnittliche **Festmeterwert** auf allen Flächen und über alle Baumarten gemeinsam betrachtet signifikant mit dem BHD an (Anhang B - 3). Die Festmeterwerte der Fichten ändern sich trotz steigender Durchmesser in den fichtenlastigen Beständen nicht. Erst ab circa 70 cm ist auf der Bergmischwaldfläche ein Sprung im Holzwert zu erkennen. Bei baumartenweiser Betrachtung besteht für die Festmeterwerte der Rotbuche nur ein schwacher Zusammenhang mit dem BHD. Zu begründen ist das mit den häufigen Durchschnittssortimenten (C, BH), die für eine Klumpung der Festmeterwerte sorgen. Für die durchschnittlichen Holzwerte der Weißtanne wird in Abteilung 137 kein Zusammenhang mit dem BHD gefunden. Das kann daran liegen, dass die Weißtannen scheinbar zwei Wertklumpungen aufweisen: Es finden sich überdurchschnittlich wertvolle Bäume mit hohen BHD und andererseits viele mittelmäßige Tannen mit geringeren BHD. Die Festmeterwerte zeigen ferner die Wertdifferenzen zwischen Nadel- und Laubbrennholz in den unteren Durchmesserklassen, in denen noch keine Sägeholzsortimente anfallen oder nur Totholz zu finden ist.

Neben der Baumart gilt der BHD als guter Indikator für die Diversität und das Auftreten **bestimmter Mikrohabitatformen** (BÜTLER und LACHAT 2009; VUIDOT et al. 2011; LARRIEU und CABANETTES 2012; GROßMANN und PYTTEL 2019). Dieser Zusammenhang kann zur Beantwortung der praktischen Frage (s. ff. und Kapitel 5), welche Mindestdimensionen erhaltenswerte Habitatbäume im Zuge einer integrativen Waldbewirtschaftung aufweisen müssen, um bestimmte Mikrohabitate bereitstellen zu können, beitragen (GROßMANN 2020). Je nach Mikrohabitatform zeigen diese ein unterschiedliches Verhalten mit dem BHD. Innerhalb der Höhlen (CV) steigen über alle Flächen die Anzahlen an Stamm- und Mulmhöhlen (CV2) signifikant mit dem Durchmesser an, womit ein bekannter Sachverhalt bestätigt wird (FAN et al. 2003; VUIDOT et al. 2011; COURBAUD et al. 2021). An Buchen konnte für vergleichbare „rot holes“ (Faul- bzw. Moderlöcher) festgestellt werden, dass diese weniger an dicken, sondern vor allem an langsam wachsenden Individuen auftreten (FRITZ und HEILMANN-CLAUSEN 2010). Für Spechthöhlen (CV1) konnten keine Abhängigkeiten zum BHD festgestellt werden, was sich als besonders interessant herausstellt: Passend zu dieser Gegebenheit gibt GROßMANN (2020) an, dass tierische Mikrohabitate nicht mit dem BHD korrelieren, was Modellierungen von LARRIEU et al. (2014) unterstreichen, da sie nur für nicht-tierische Höhlen Abhängigkeiten zum BHD feststellten. Dem entgegenstehend brauchen Höhlenbrüter- und -bewohner jedoch gewisse Mindestdimensionen der Höhle und des Baumes, um gegen äußere klimatische Einflüsse abgeschirmt zu sein (SCHEFFERS et al. 2014). Es stellt sich insgesamt als schwer heraus, eine Beziehung zwischen Durchmesser und dem Aufkommen von Spechthöhlen für gemäßigte europäische Wälder zu finden (PAILLET et al. 2019). Höhlen lebender Buchen können sich mitunter wieder schließen, sodass für Spechthöhlen eine nichtlineare Dynamik vermutet werden kann (COURBAUD et al. 2017; PAILLET et al. 2019). Auf allen Flächen steigen innerhalb der Deformierungen und Wuchsformveränderungen (GR) die Stammfußhöhlen (GR1) mit dem BHD signifikant an (ASBECK et al. 2019). In estnischen Beständen untersuchten KÖRKJAS et al. (2021) das Auftreten von Mikrohabitaten an Aspen (*Populus tremula* L.) und Fichten bezüglich Alter, BHD und Standortfaktoren. Sie stellten ebenso einen Anstieg der Stammfußhöhlen mit dem BHD fest und modellierten ab 40 cm BHD eine rund 50 %ige und ab 70 cm eine rund 100 %ige Auftretenswahrscheinlichkeit der Wurzelhöhlen an Fichten (Abbildung 3 b in KÖRKJAS et al. 2021).

Größere Wurzeln könnten die Bildung von Stammfußhöhlen fördern. Passend dazu nehmen die Stammfußhöhlen der Fichten auf der Marteloskop-Sequenz signifikant ab (Abt. 137 < Abt. 136 < Abt. 138), da in der Bergmischwaldfläche auch viele dünne Fichten in den Nachwuchsschichten auftreten.

Im Fichtenbestand Ausgangssituation sinken mit dem Durchmesser weiterhin die auftretenden Stammverletzungen und Bruchwunden (IN). Dies unterstützend zeigen viele dünne tote Fichten dieses Mikrohabitat. Stark stammgeschädigte dicke Bäume wurden als potentielle Träger dieses Mikrohabitats bereits im Zuge der Auslesedurchforstung entnommen (POMMER 2020). Gleichmaßen wurde mit steigenden Durchmessern abnehmende Bildungsraten für dieses Mikrohabitat gefunden (COURBAUD et al. 2021), wofür widerstandsfähige dickere Rinden verantwortlich sein können. Es existieren ebenso Studien, welche einen Anstieg der Stammverletzungen mit dem BHD feststellen (VIDOT et al. 2011). Harzflüsse (OT1) sind in der Ausgangssituation und im Bergmischwald unabhängig vom Durchmesser vorzufinden. In Abteilung 136 herrscht ein positiver Zusammenhang. KÖRKJAS et al. (2021) stellten demgegenüber einen signifikanten Anstieg des Mikrohabitats bis circa 40 cm BHD fest. Die Muster der Anzahlen von auftretendem Harzfluss sind für den Autor schwer nachvollziehbar. Gegenläufig nehmen Stammschäden, mit denen Harz austreten kann, an den Fichten mit dem BHD teilweise ab. Harzflüsse waren auch an überwallten Stammschäden noch zu finden. Möglicherweise waren aber auch Harzflüsse kein Entnahmegrund in der Auslesedurchforstung und konnten daher unabhängig vom Durchmesser überdauern. Auf der Bergmischwaldfläche zeigt Kronentotholz (DE), welches vor allem durch die Rotbuchen gestellt wurde, höhere Anzahlen mit steigendem Durchmesser. Stärkere Laubbäume liefern meist stärkere Äste als Ausgangsmaterial für dieses Mikrohabitat. Die Mikrohabitatgruppen der Epiphyten (EP) und der Nester (NE) treten unabhängig vom Durchmesser auf. Das Auftreten von Moosen am dünnen Hirsch-Holunder in Abteilung 136 und an starken Buchen in Abteilung 137 sind gute Beispiele dafür, dass Epiphyten vorrangig von anderen Faktoren, wie Vitalität, Bewirtschaftung, Baumart und (Mikro-)Klima beeinflusst werden (KOCHANIEWICZ und WIRTH 2006; ASBECK et al. 2019; PAILLET et al. 2019; GROßMANN 2020). Als tierisches Mikrohabitat sind für Nester keine Zusammenhänge mit dem BHD bekannt (GROßMANN 2020).

Für alle Flächen steigt die absolute **Anzahl an Mikrohabitaten** eines Baumes mit dem Durchmesser signifikant an. Zieht man neben den PEARSON-Daten noch die Ergebnisse der Rangkorrelation herbei, so ist davon abweichend für die Ausgangssituation kein Zusammenhang zu finden. Bei der einzelnen Betrachtung von Fichte, Weißtanne und Rotbuche kann, ausgenommen der jungen Tannen in Abteilung 137, ebenso für alle ein positiver Zusammenhang gefunden werden. Für die Weißtannen in Abteilung 137 ist dieser überdies linear ($R^2 = 0,710$). Bei den Buchen streuen die Anzahlen an Mikrohabitaten bei gleichem BHD vergleichsweise stark. Sie weisen die höchsten Anzahlen rund um 70 cm auf. Der festgestellte positive Zusammenhang zwischen Mikrohabitatanzahl und BHD wurde bereits in mehreren Studien nachgewiesen, die in einer Gesamtübersicht von GROßMANN und PYTTEL (2019) (Anhang G - 1) zusammengetragen wurden. Grundsätzlich besitzen dickere Bäume mehr Fläche, sodass die Chance, dass mehrere Mikrohabitats daran vorkommen, erhöht ist (LARRIEU et al. 2021). Gleichmaßen kann das ein Indiz für eine ökologische Verarmung an den mitteldicken Bäumen sein, für die MERGNER (2021) ebenso hohe Mikrohabitatanzahlen erwartet und die Praktik der Auslesedurchforstung als Ursache anführt. Exemplarisch könnte das auf das Marteloskop Ausgangssituation zutreffen, welches nur in den Ergebnissen der Rangkorrelation den positiven Zusammenhang zwischen Anzahl und BHD nicht aufweist. Auch AMMER (2016) weist kritisch auf resultierende Zielkonflikte an Starkhölzern mit vielen ökologischen Strukturen hin.

Dementgegen stehen die Ergebnisse zum Auftreten von Mikrohabitaten in bewirtschafteten, seit kurzem nicht mehr bewirtschafteten und seit über 100 Jahren stillgelegten Referenzflächen in jeweils über 120-jährigen Tieflandbuchenwäldern (WINTER und MÖLLER 2008). Dabei wurde nur für die unbewirtschafteten Referenzflächen ein starker linearer Zusammenhang zwischen dem BHD und der Anzahl der Mikrohabitats gefunden und als hohe ökologische Kontinuität zwischen den Bäumen aufgefasst. So kann auch für die Marteloskop-Sequenz in Eibenstock trotz beziehungsweise gerade wegen der langfristig stattfindenden integrativen naturgemäßen Bewirtschaftung eine hohe ökologische Kontinuität auf den Flächen festgestellt werden. Eine kontinuierliche Nachlieferung gegenüber dem natürlichen Verschwinden an Mikrohabitaten ist so sichergestellt (MERGNER 2021).

Für die Anzahlen der Mikrohabitats wurde in Abhängigkeit vom Durchmesser ein mittlerer **Schwellenwert** von rund 70 cm über alle Baumarten gefunden (Abbildung 12). Ab diesem BHD steigen die Mikrohabitatsanzahlen stark an, sodass kein Baum mehr unter zwei Mikrohabitaten trägt, was einen deutlichen Sprung zu den darunterliegenden Klassen darstellt, in denen häufig ein oder keine Mikrohabitats zu finden sind. Da sich die 80- und 90-cm-Klasse zwar noch von den niedrigeren Klassen, aber nicht mehr von der 60- und 70-cm-Klasse unterscheiden, scheint ein Sättigungseffekt der Mikrohabitatsanzahl oberhalb der 70 cm einzusetzen. GROßMANN et al. (2018) beobachteten im Schwarzwald mit zunehmenden BHD keine Sättigungen der Mikrohabitatsanzahl, jedoch der Mikrohabitatsvielfalt. Viele andere der nachfolgenden Quellen, welche den Zusammenhang zwischen Mikrohabitatsanzahl und Vielfalt zum BHD untersucht haben, ziehen keine vergleichbaren Schlüsse. Zu möglichen Sättigungseffekten soll aufgrund des geringer werdenden Stichprobenumfangs im Starkholz keine weitere Aussage getroffen werden.

Leicht abweichend vom gefundenen Schwellenwert wurden bereits auch noch höhere Mindestwerte von 90 cm für Tanne (GROßMANN et al. 2018) ermittelt. Mehrere festgestellte Durchmesserschwellenwerte (42, 60, 73 und 89 cm für Rotbuche; 99 cm für Weißtanne), die jeweils für ansteigende Auftretenswahrscheinlichkeiten und damit auch Anzahlen sorgten, mündeten in höhere empfohlene Schwellenwerte von 90 cm für Buche und 100 cm für Tanne (LARRIEU und CABANETTES 2012). Im buchenlastigen Marteloskop Tharandter Wald stiegen die Anzahlen der Mikrohabitats bereits ab 40 cm grundsätzlich stark an (FICHTNER 2020). Die Ergebnisse der Arbeit unterstützend konnten im Marteloskop Roskopf ab 70 cm an den Weißtannen mehr Mikrohabitats festgestellt werden (KIEHNE 2015). Für Buchen-Tannen-Bergmischwälder wurde für die beiden Baumarten eine ebenso starke Zunahme der mikrohabitats tragenden Individuen ab 70 cm ermittelt (LARRIEU et al. 2012). Die Buche trug ab diesem Durchmesser rund doppelt so viele Mikrohabitats wie zuvor. Bekräftigend wurden bei Analysen von über 54000 lebenden Bäumen im europäischen Raum standardisierte Schwellenwerte zur Habitatbaumauswahl von 70 cm für Laubholz und 86 cm für Nadelholz statuiert (GROßMANN 2020). Der gefundene Schwellenwert von rund 70 cm für die Überföhrungssequenz steht folglich grundsätzlich im Einklang mit bisher festgestellten Mindestdimensionen, die Bäume benötigen, um sprunghaft höhere Anzahlen an Mikrohabitaten für den Waldnaturschutz bereitzustellen. *Hypothese III* kann somit *verifiziert* werden. Gerade vor dem Hintergrund der Überföhrung sollte versucht werden, den Schirm bis und über diesen Durchmesser hinaus zu erhalten, um Bäume mit mehr Habitatstrukturen bereitzustellen zu können. Zieldurchmesser sollten daher höher als üblich angesetzt werden, um negative ökologische Effekte zu mindern (LARRIEU et al. 2014).

Neben dem BHD und der Baumart beeinflussten noch einige weitere Faktoren die Anzahl der auftretenden Mikrohabitate, die in der Übersicht von GROßMANN und PYTTEL (2019) (Anhang G - 1) aufgeführt sind. Bekannt ist der Einfluss des Alters, das oft als Proxy für den BHD angenommen (LARRIEU et al. 2021) und gleichermaßen infrage gestellt wird (ASBECK et al. 2021; KÖRKJAS et al. 2021). Auch die Vitalität bzw. der Status der Bäume zeigte auf der Marteloskop-Sequenz seine Wirkung. So waren besonders an toten dünnen Bäumen mehr Mikrohabitate vorhanden als an gleichdicken lebenden.

Im Zuge der integrativen naturgemäßen Waldbewirtschaftung geschaffene Hochstubben zeigten ebenso höhere Anzahlen an Mikrohabitaten, wie auch bei VUIDOT et al. (2011) doppelt so viele Mikrohabitate an jenen Stümpfen festgestellt wurden. Wird unterstellt, dass Bäume mit höherem BHD auch eine höhere KRAFT'sche Klasse aufweisen, so kann mit den Ergebnissen der drei Marteloskope festgestellt werden, dass Bäume entsprechend ASBECK et al. (2021) in der (vor-)herrschenden Schicht mehr Mikrohabitate haben. Darüber hinaus beeinflussen Aspekte der Bewirtschaftung die Anzahl der vorkommenden Mikrohabitate. Beispielhaft wurden für Bäume der gleichen Durchmesserklasse in seit über 30 Jahren unbewirtschafteten Hochwäldern der Schweiz mehr Mikrohabitate als in den bewirtschafteten Beständen gefunden (BÜTLER und LACHAT 2009).

Da die **Habitatwerte** der Bäume wesentlich auf der Anzahl der Mikrohabitate basieren, verhalten sich diese ähnlich wie jene (Abbildung 13). Für das Marteloskop Überführung und Bergmischwald steigen die Habitatwerte mit dem BHD gleichermaßen an. Der positive Zusammenhang zwischen den beiden Größen wurde auch im Marteloskop Roskopf (KIEHNE 2015) und Tharandter Wald (FICHTNER 2020) sowie für Inventurplots im Forstbetrieb Baden (Schweiz) (NIEDERMANN-MEIER et al. 2010) bestätigt. Im Marteloskop Mooswald wurde eine positive, aber schwächere Abhängigkeit gefunden (SCHÜRIG 2015). Trotz der positiven Korrelation müssen die dicksten Bäume nicht immer automatisch die ökologisch wertvollsten sein (MEIER 2009), wie es im Marteloskop Ausgangssituation der Fall ist. Im Gegensatz zur Anzahl der Mikrohabitate sind die Habitatwerte auf dieser Fläche nicht mehr mit dem BHD in Zusammenhang zu bringen, auch dann nicht, wenn nur lebende Bäume in die Korrelation einbezogen werden. Das Fehlen von starken Bäumen in diesem Fichtenreinbestand kann ein Grund dafür sein, da auch für die Habitatwerte ein Schwellenwert von 70 cm Durchmesser unterstellt werden kann, ab dem die ökologischen Wertigkeiten der Bäume merklich erhöht sind und ansteigen. Unterhalb dieses Schwellenwertes sind immer auch Bäume ohne Habitatwert zu finden.

Aufgrund der Erläuterungen in diesem Kapitel muss *Hypothese II differenziert* betrachtet werden, weil sie nur *knapp nicht verifiziert* werden kann. Die Holzerlöse steigen für die gesamte Marteloskop-Sequenz mit dem BHD an und zeigen insbesondere ab 70 cm das Potenzial wertvollen Starkholzes auf, sodass dieser Teil der Hypothese *verifiziert* werden kann. Trotz, dass auf allen Flächen die Mikrohabitatanzahlen mit dem Durchmesser positiv korrelieren, kann davon abweichend auf der Ausgangssituation kein Zusammenhang zwischen BHD und Habitatwert gefunden werden. Im Fichtenreinbestand fallen die ökologischen Wertigkeiten unabhängig vom BHD und damit recht einheitlich aus. Diese Fläche besitzt noch keine Bäume mit Durchmessern über 70 cm, ab welchen ein starker Anstieg der Habitatwerte zu erwarten ist. Für die beiden anderen Flächen Überführung und Bergmischwald kann hingegen ein Anstieg der ökologischen Wertigkeit mit dem BHD festgestellt werden. Da insgesamt nur zwei der drei Flächen den gesuchten Zusammenhang zwischen Habitatwert und BHD aufweisen, muss der andere Teil der Hypothese *falsifiziert* werden. Im Marteloskop Tharandter Wald konnte die gleiche Hypothese verifiziert werden (FICHTNER 2020).

4.2.4 Zusammenhang zwischen Habitatwert und Holzerlös

Die im Zuge der Überführung angewandten naturnahen Bewirtschaftungspraktiken wie die Auslesedurchforstung stehen im ökonomisch-ökologischen Zielkonflikt, wenn mikrohabitatreichere Bäume geringeren Holzerlöses zugunsten werthaltiger „cleaner“ Bäume entnommen werden (NIEDERMANN-MEIER et al. 2010; SCHUCK et al. 2015; KRUMM et al. 2019). Mehrfach festgestellte positive Zusammenhänge von Holzerlösen und Habitatwerten in den Beständen weisen dabei auf potenzielle Konfliktbäume hin (NIEDERMANN-MEIER et al. 2010; SCHÜRG 2015; FICHTNER 2020), die oft bedingt durch den Anstieg der Holzerlöse und Habitatwerte mit dem BHD entstehen (MEIER 2009). Auf der Marteloskop-Sequenz konnten sowohl positive als auch negative Zusammenhänge zwischen ökonomischen und ökologischen Wert festgestellt werden, sodass sowohl Konfliktbäume als auch eindeutige „Geldbäume“ und Habitatbäume vorzufinden sind. Im Reinbestand **Ausgangssituation** wurde als einzige Fläche eine schwach negative Signifikanz zwischen Holzerlös und Habitatwert festgestellt. Tendenziell weisen die Bäume somit viele Mikrohabitate oder hohe Holzträge auf und sollten im Bestand vergleichsweise gut zu finden sein. Es ist anzunehmen das beschädigte mikrohabitattragende Konfliktbäume in vergangenen Durchforstungen bereits entnommen wurden. Andererseits werden erst ab rund 70 cm Durchmesser vermehrt Mikrohabitate und damit höhere Habitatwerte gebildet (Kapitel 3.1.2), sodass in diesem deutlich dimensionsärmeren Marteloskop noch gar nicht das Potenzial für Konfliktbäume besteht. Im fichtenlastigen Bestand spricht zudem für wenige vorhandene Konfliktbäume, dass an den Fichten ohnehin vermehrt nur Stammfußhöhlen (GR1) auftreten, die nach der Fällung vorübergehend noch erhalten bleiben. Trotzdem sind in den zehn ökologisch bzw. ökonomisch wertvollsten Bäumen (Tabelle 7 und Tabelle 8) in Abteilung 138 Bäume doppelt vertreten, sodass wenige Konfliktbäume anwesend sein müssen. Für die **Überführungssituation** kann flächig ein positiver Zusammenhang zwischen den beiden Größen festgestellt werden, was sich auch an vorhandenen Konfliktbäumen unter den zehn ökonomisch und ökologisch wertvollsten Bäumen zeigt. Davon abweichend ist der Zusammenhang bei baumartenweiser Betrachtung nicht gegeben, was gleichermaßen auf weniger integrative Eingriffe in der fernen Vergangenheit oder viele BHD-Werte unterhalb von rund 70 cm zurückzuführen ist. Auf der **Bergmischwaldfläche** finden sich ausschließlich positive gesicherte Zusammenhänge zwischen Holzerlös und Habitatwert. Für die Weißtannen ist die Korrelation am schwächsten, sodass wenige Konfliktbäume vorhanden sind (Abbildung 14). Auf Basis der bisherigen gefundenen Ergebnisse zur Tanne und ihren ökologischen und ökonomischen Charakteristiken auf der Marteloskop-Sequenz, ist passend dazu zu unterstellen, dass vor allem reine Geldwert- oder Habitatwert-Bäume anzutreffen sind. Der schwache Zusammenhang wird zudem von den zehn wertvollsten Bäumen gestützt, in denen keine Tanne doppelt vertreten ist. Bei den Rotbuchen sind die stärksten Zusammenhänge ($r_{SP} = 0,767$) zwischen beiden Größen und damit auch tendenziell die meisten Konfliktbäume zu finden. Daneben ist noch eine flache Punktekte im Diagramm der beiden Größen zu finden, welche zeigt, dass bei den Buchen schon bei geringen ökonomischen Werten schnell hohe Habitatwerte erreicht werden. Bei jenen Buchen handelt es sich um optimale Habitatbäume, die nur einen geringen direkten Einkommensverlust mit sich bringen. Bei den Fichten der Abteilung 137 handelt es sich vor allem um geldwerte Bäume. Auf der Marteloskop-Sequenz steigt mit zunehmenden Überführungsfortschritt insgesamt die Chance auf Konfliktbäume zu treffen. *Hypothese IV* muss folglich erneut *differenziert* bewertet werden, da nur auf zwei der drei Flächen ein positiver Zusammenhang zwischen Holzerlös und Habitatwert festzustellen ist und damit der erste Teil der Hypothese *falsifiziert* werden muss. Auf allen Flächen existieren jedoch Zielkonflikte in unterschiedlicher Häufigkeit und Stärke.

Auf der gesamten Marteloskop-Sequenz treten an rund der Hälfte der Bäume (48,9 %) Mikrohabitate auf, sodass bei einem Einschlag immer auch habitatwerttragende Bäume reduziert werden, während im anderen Teil des Baumkollektivs die Ernte ohne ökologische Einbußen (nur bezüglich der Mikrohabitate) stattfindet.

Die Marteloskop-Sequenz zeigt in der Ausgangssituation, dass gerade in diesen vielfach vorhandenen, homogenen Beständen weitestgehend konfliktfrei Habitatbäume zugunsten des Waldnaturschutzes ausgesucht werden können. Würden jeweils die zehn ökologisch wertvollsten, lebenden Bäume als Habitatbäume ausgewählt werden (Tabelle 8), so würde dies einem aktuellen Verzicht auf rund 667 €, 1755 € und 3294 € (Abt. 138 < Abt. 136 < Abt. 137), also rund 3 %, 8 % und 10 % des Flächenwertes entsprechen. Wie stark der ökonomisch-ökologische Zielkonflikt wahrgenommen wird, hängt letztlich jedoch immer von der Sichtweise der Waldbesitzenden und dem konkreten Einzelbaum ab. Es gilt daher die Waldbewirtschafter:innen zum integrativen Ausweisen von Habitatbäumen neben der Vermittlung der Notwendigkeit des Waldnaturschutzes durch Ausgleichszahlungen für entgangene Holzerlöse zu motivieren (GUSTAFSSON et al. 2020). Es stellt sich dabei oft die Frage, wie viele Habitatbäume pro Hektar sich ein Forstbetrieb „leisten“ kann und will. Die Antworten auf diese Frage münden meist in Richtlinien mit unterschiedlichen angestrebten Habitatbaumzahlen pro Hektar. Als Hilfe können betriebsspezifische Habitatbaumanzahlen, mittels ökologischer Grenzwerte („Wieviele Bäume sind oberhalb eines bestimmten Habitatwertes vorhanden?“) und daran geknüpfter monetärer Verluste aus dem Holzverkauf errechnet werden, wie es exemplarisch für den Forstbetrieb Baden durchgeführt wurde (MEIER 2009). Es existiert eine Vielzahl an Bewertungsverfahren, um gerechte Entschädigungen im Rahmen des Vertragsnaturschutzes festzulegen (z. B. MÖHRING 2010). Im großräumigen Projekt „Vertragsnaturschutz im Wald“ (WaVerNa) wurde jedoch festgestellt, dass die Berechnungen und Verfahren oftmals noch zu komplex und damit unattraktiv für die Forstbetriebe erscheinen und somit weiterer Vereinfachungen und Flexibilisierungen bedürfen (VON BLOMBERG und MÖHRING 2018). Einen wesentlichen Beitrag hierzu liefern einzelbaumweise ökonomische und naturschutzfachliche Bewertungen der Bäume, wie sie auf der Marteloskop-Sequenz durchgeführt wurden und damit ein vergleichsweise unkomplizierter Einblick in (nicht) vorhandene Zielkonflikte gewährt werden kann.

4.3 Ergebnisdiskussion Auszeichnungsübungen

4.3.1 Schätzwerte

Das zielgerichtete Auszeichnen ist eine wichtige Schlüsselfähigkeit für die erfolgreiche Überführung von einschichtigen Reinbeständen in naturschutzintegrative, strukturreiche und naturnahe Mischwälder (u. a. AMMON 1995; ROHRBACH 2013; VÍTKOVÁ et al. 2016; STOCKER 2018; HATT 2019; COSYNS et al. 2020). Bei diesem Mehrebenenprozess muss sich immer zuerst ein Bild vom Ist-Zustand im Vergleich zum Soll-Zustand geschaffen werden, wobei wesentliche Bestandes- und Baumattribute in einer (gedanklichen) Bestandesbeschreibung identifiziert werden (SOUCY et al. 2016; DÖRFEL 2019). Oft entstehen bereits in diesem ersten Schritt falsche Wahrnehmungen und Interpretationen des Bestandes, da sich ausschließlich auf Intuition und Erfahrung, den „waldbaulichen Götterblick“, verlassen wird (SOUCY et al. 2016; STOCKER 2018; THORMANN et al. 2019). Das schlägt sich allzu gleich im Auszeichnungsverhalten nieder. Weil mit der objektiven Datengrundlage der Marteloskope die Beobachtungsgabe der Teilnehmenden verbessert werden kann (JUNOD 2019), wurden im Übungskonzept der Marteloskop-Sequenz Schätzübungen mit durchgeführt. Das **Alter** der ältesten Bäume wurde im Bergmischwald und der Ausgangssituation gut geschätzt und dann auf der Überführungsfläche durch alle Gruppen unterschätzt. Wie auch bei den Höhenschätzungen sind die größten Streuungen bei den Studierenden zu finden, was auch auf deren größere Gruppengröße zurückzuführen ist. Die **Höhe** des Oberstandes und der **Vorrat** werden auf den ersten beiden Marteloskopern in Abteilung 137 und 138 grundsätzlich unterschätzt, obwohl es sich bereits um wenig wüchsige Standorte handelt (Kapitel 2.1.4). Auf der letzten Fläche in Abteilung 136 wurde hingegen die Höhe überschätzt, wobei zu vermuten ist, dass die Gruppen wegen zweimaliger vorheriger Unterschätzung ihre Schätzungen nach oben korrigiert haben. Ebenso werden die Vorräte in Abteilung 136 recht genau geschätzt, nachdem der vorratsärmste und vorratsreichste Bestand unterschätzt wurden. Besonders die okulare Vorratsschätzung ist von großer Bedeutung für die nachfolgende Entnahmemenge und kann nach KERSHAW et al. (2017) nur von Förster:innen und Forstwirt:innen genau sein, die bereits in ähnlichen Beständen mit bekannten Vorräten gearbeitet haben. Die Schätzungen der **stehenden Totholz mengen** unterliegen grundsätzlich starken Schwankungen, wobei auch die Totholzerhebungen aufgrund der variablen Eigenschaften des abgestorbenen Holzes stark variieren (z. B. BHD-Messungen an Bäumen mit zerfallender, weicher Oberfläche oder an Splitterstämmen). In der Bergmischwaldfläche wird die Totholzmenge nur von den Förstern unterschätzt, weil diese es im normalen Betriebsalltag im Forstbezirk nicht mit derartig hohen Werten zu tun haben. In der Ausgangssituation wird die Stehendtotholzmenge von den Gruppen unterschätzt, da der Eindruck der überdurchschnittlich hohen Totholzmenge der vorherigen Fläche als Eindruck blieb und sich die Bestandesstrukturen deutlich voneinander unterscheiden. Auf der Überführungsfläche wird das Totholz hingegen wieder überschätzt, da auch nur die geringste Totholzmenge auftritt und diese somit schnell zu überschätzen ist. Dennoch kann auch die höhere Menge in der vorherigen Fläche und ein Bestandesbild, welches deutlich mehr der totholzreichen Bergmischwaldfläche ähnelt, für eine Überschätzung gesorgt haben. Insgesamt erscheint es über alle Gruppen so, dass bei der Abhandlung mehrerer Übungsflächen der Schätzwert vom vorherigen Schätzwert und dessen Auflösung beeinflusst wird. Obwohl eine gesicherte Aussage nicht getroffen werden kann, sollte dieser Effekt bei zukünftigen Marteloskop-Übungen mit mehreren Flächen bedacht werden.

Da Studierende oft weniger praktische Erfahrungen im Schätzen von Bestandesdaten haben als Anwärter:innen oder Förster:innen, wurde in *Hypothese V* unterstellt, dass deren Schätzwerte durchschnittlich mehr von den Ist-Werten abweichen. Oft zeigt die Gruppe der Studierenden die größte Streuung und überschätzt sich mit durchschnittlich 13 % Abweichung mehr als das Forstpersonal (4 %), aber weniger als die Gruppe der Anwärter:innen (19 %). Für alle Schätzgrößen wurden zwischen den Gruppen keine statistischen Unterschiede festgestellt, sodass *Hypothese V* *falsifiziert* wird. Trotz, dass die Unterschiede nicht zu bestätigen sind, ist zu unterstellen, dass die erfahrenen und ortsansässigen Förster:innen gegenüber den mit den Waldbildern weniger vertrauten Studierenden und Anwärter:innen einen Schätzvorteil haben (vgl. „Das eiserne Gesetz des Örtlichen“ nach WILHELM PFEIL). Ebenso beeinflussen unterschiedliche Wege und Standpunkte im Bestand während der Einschätzung das Schätzergebnis und die Auszeichnung (SPINELLI et al. 2016).

4.3.2 Auszeichnungsverhalten

Im Rahmen des beispielhaften Übungskonzepts wurde weiterhin das Auszeichnungsverhalten zwischen den Gruppen analysiert. Im ersten Teil der **Baumauswahl** sollten auf der Bergmischwaldfläche die fünf ökologisch und drei ökonomisch wertvollsten Bäume sowie zwei Konfliktbäume ausgewählt werden. Um die Baumauswahl zu beurteilen, eignet sich der Wertquotient *WQ* aus dem Holzerlös und dem Habitatwert des Baumes (Abbildung 15). Der Quotient stellte sich beispielsweise beim Vergleich verschiedener Konzepte zur Habitatbaumauswahl als sehr geeignet heraus, da er die ökonomischen Verluste relativ dem ökologischen Gewinn gegenüberstellt und nicht nur Absolutwerte verwendet (NIEDERMANN-MEIER et al. 2010; PUTENSEN und VON BLOMBERG 2019). Zwischen den Gruppen wurden über alle drei Auswahlkriterien keine statistischen Unterschiede in deren Baumauswahlen gefunden. Die Auswahl der **ökologisch wertvollsten Bäume** erfolgte mit sehr geringer Streuung der Wertquotienten. Es herrscht damit generelle Einigkeit über die nicht zu entnehmenden Bäume, wie es auch in einer Auszeichnungsübung von Förster:innen, Waldarbeiter:innen und Agronomen festzustellen war (SPINELLI et al. 2016). Die Wertquotienten unterscheiden sich von denen der ökonomisch wertvollsten Bäume und der Konfliktbäume, sodass potenzielle Habitatbäume sicher von allen Gruppen erkannt wurden. Da es sich bei den Teilnehmenden ausschließlich um forstliche Professionals handelt, ist dieses Ergebnis erwartbar, wenn z. B. COSYNS et al. (2019) empfehlen, dass ausschließlich Experten Habitatbäume auswählen sollten. Trotzdem merkten die Teilnehmenden an, dass aufgrund vieler vorkommender Mikrohabitatstrukturen die Auswahl der ökologisch wertvollsten Bäume wesentlich schwieriger sei. Bei Auszeichnungsübungen im Marteloskop Tharandter Wald wurden ökologisch wertvolle Habitatbäume treffsicherer von Studierenden als von Förster:innen ausgewählt (FICHTNER 2020). Teilweise wurden bestimmte Bäume mehrfach ausgesucht. Von den Gruppen wurde der dünnste ökologisch wertvollste Baum mit 55 cm ausgewählt, was sich mit der mehrheitlichen Auswahl von Bäumen ab 60 cm in Auszeichnungsübungen von FICHTNER (2020) deckt. Durchschnittlich wurden Bäume rund um 70 cm BHD selektiert, was auf die wahrgenommenen steigenden Mikrohabitatanzahlen und Habitatwerte ab diesem BHD zurückzuführen sein muss (Kapitel 3.1.3). In der forstlichen Praxis sollte der Erhalt ökologisch wertvoller Bäume abweichend von der Übung jedoch nicht nach einer gewissen Anzahl, sondern besser nach der Notwendigkeit (NIEDERMANN-MEIER et al. 2010) und auch unabhängig von der im Marteloskop eingeschränkten räumlichen Verteilung stattfinden (ASBECK et al. 2020).

Zudem sollten bereits auch bei dünneren Durchmessern Bäume mit aktuell geringem, aber potenziell hohen ökologischen Werten, sogenannte Habitatbaumanwärter, ausgewählt werden (VÍTKOVÁ et al. 2018; KÖRKJAS et al. 2021; MERGNER 2021). Die **ökonomisch wertvollsten Bäume** wurden mit deutlich größerer Streuung der Wertquotienten festgelegt, sodass teilweise auch Individuen auf Habitatbaumniveau festgelegt wurden, was auf möglich Fehler im Übungsgeschehen hindeuten kann. Obwohl das Forstpersonal durch Tätigkeiten im Holzverkauf vor allem oft den Blick auf die werthaltigen unteren Stammsektionen hat (COSYNS et al. 2019; COSYNS et al. 2020), unterscheiden sich die gefundenen „Geldbäume“ der anderen Gruppen nicht von ihren. Die auszuwählenden **Konfliktbäume** sind von besonderem Interesse für die Diskussion bei Marteloskop-Übungen (KRUMM et al. 2019). Die Wertquotienten der Konfliktbäume zeigen die größte Streuung bei allen Gruppen, was zu erwarten ist, da die Meinungen über sie stark auseinandergehen und zudem in Abteilung 137 viele Konfliktbäume vorhanden sind (Kapitel 4.2.4). Aus Sicht des Revierleiters sind z. B. alle Weißtannen grundsätzlich als Konfliktbaum zu betrachten, da sie mitunter einen hohen Holzerlös einbringen würden, jedoch aufgrund ihrer ökologischen Seltenheit in Sachsen gar nicht eingeschlagen werden (POMMER 2020; SCHULZ 2013). Weiterhin kann der „observer effect“ für eine unterschiedliche Wahrnehmung der Habitatwerte und Holzerlöse geführt haben, was auch die große Streuung erklärt. Zwischen den ausgewählten ökonomisch wertvollsten Bäumen und den Konfliktbäumen bestand kein signifikanter Unterschied bei allen Gruppen, sodass als Konfliktbäume tendenziell reine „Geldbäume“ ausgewählt wurden. Zum einen ist dieser Sachverhalt nachvollziehbar, weil die Teilnehmenden vor allem Bäume für ihren nächsten geplanten Einschlag anwählen sollten. Wie im Fortfolgenden festgestellt wird, greifen die Teilnehmenden überwiegend hochdurchforstungsartig ein, sodass automatisch hohe Holzerlöse pro Baum und damit hohe Wertquotienten zu veranschlagen sind. Andererseits kann unterstellt werden, dass die Konfliktbäume nur aufgrund eines qualitativ schlechten Erscheinungsbildes (z. B. Zwiesel, tiefe Astansätze, Schiefstand, Unschnürigkeit etc.) ausgewählt wurden und so konkrete ökologische Werte der Bäume vernachlässigt wurden (COSYNS et al. 2019; FICHTNER 2020). Dennoch haben auch diese Bäume das Potenzial, noch Mikrohabitate auszubilden (KRUMM et al. 2019). Insgesamt kann die hohe Übereinstimmung zwischen den Gruppen auch bedingt durch den strukturreichen Bestand mit herbeigeführt worden sein. POMMERENING et al. (2018) stellten bei der Auswertung von 36 englischen Marteloskop-Experimenten eine steigende Übereinstimmung der Auszeichnenden mit zunehmend komplizierter Stamm-Durchmesserverteilung fest. Dementgegen fand RAMOS (2016) bei Auszeichnungsübungen zu Hoch- und Niederdurchforstungen in Schweden keinen Einfluss der Bestandesstruktur auf die Übereinstimmung der Auszeichnenden.

In den eigentlichen **Auszeichnungsübungen** im Marteloskop Ausgangssituation und Überführung kann nur der ausscheidende Bestand analysiert werden, da entgegen der Aufgabenstellung kaum Habitatbäume ausgewählt wurden (Kapitel 4.1.3). Bei den Auszeichnungsübungen im Marteloskop Tharandter Wald wurden auch weniger Habitatbäume als gefordert markiert (FICHTNER 2020). Diese Tatsachen lassen den Autor mutmaßen, dass die notwendige Gleichberechtigung der Habitatbäume neben den holzwirtschaftlich wertvollen Bäumen noch nicht vollends ins praktische Handeln der Teilnehmenden durchgedrungen ist. Dazu beitragend kann die Auswahl der Habitatbäume in den homogeneren Beständen in Abteilung 138 und 136 auch durch weniger stark kontrastierende Habitatbäume gebremst worden sein (COSYNS et al. 2019). Dem steht entgegen, dass z. B. in Abteilung 138 die Habitatbaumauswahl erleichtert sein müsste, weil es kaum Konfliktbäume gibt (Kapitel 4.2.4). Bei allen nachfolgenden Auswertungen ist zudem zu beachten, dass sich diese ausschließlich auf die Baumentnahmen beziehen.

Die Qualität von Auszeichnungen wird im praktischen Geschehen jedoch auch anhand des verbleibenden Bestandes beurteilt (JUNOD 2019). Um zusätzlich die räumliche Dimension der Auszeichnungen beurteilen zu können, bietet sich zukünftig die Zuhilfenahme waldbaulicher Strukturweiser an (Kapitel 4.1.4).

Zwischen den **Entnahmemengen** der Gruppen gibt es keine signifikanten Unterschiede, ebenso bei SPINELLI et al. (2016). Im Marteloskop Ausgangssituation wurden von Studierenden und Anwärter:innen rund 60 EFm/ha (80 VFm/ha) entnommen – von den Förster:innen weniger. Eine Vorgabe zur optimalen Eingriffsstärke existierte auf dieser Fläche nicht. Im Marteloskop Überführung erreichen die Förster am nächsten die vorgegebenen 70 EFm/ha (90 VFm/ha). Auch im Marteloskop Tharandter Wald erfüllte die Gruppe des Forstpersonals gegenüber Studierenden die vorgegebene Entnahmestärke exakter (FICHTNER 2020). Studierende und Anwärter:innen weisen geringere Eingriffsstärken auf. Es ergab sich in der Diskussion, dass besonders diese beiden Gruppen fürchteten, durch womöglich zu starke Eingriffe die geschaffene Strukturvielfalt zu zerstören. Selbst 32 Forstfachleute zeigten Unsicherheiten bei Auszeichnungen im Schweizer Marteloskop Rüscheegg beim Einschätzen ihrer Eingriffsstärke (ALLENSPACH et al. 2015). Zudem empfanden die Teilnehmenden die Überführungssituation als deutlich unübersichtlicher, was ebenso ein vorsichtiges Vorgehen erklärt. Die optimale Eingriffsstärke zu finden ist ein schwieriger Balanceakt, der mithilfe von Marteloskopen geübt werden kann. Für genauere Beurteilungen ist diese dem laufenden Zuwachs gegenüberzustellen, der bei der nächsten Aktualisierung der Marteloskope noch genau ermittelt wird. Die relative Entnahme der Grundfläche, die **Ausdünnungsintensität rG** , verhält sich genau wie die Entnahmestärke (Abbildung 16 und Abbildung 18). Im Marteloskop Ausgangssituation werden zwischen 6 und 21 %, in der Überführungssituation zwischen 6 und 30 % der Grundfläche entnommen. Nach HATT (2019) liegen grundsätzlich gute Eingriffsstärken im und auf dem Weg zum Dauerwald zwischen 16 und 22 % der Grundfläche, was die Auszeichnenden meist umgesetzt haben. Unterhalb von 16 % wird meist der Nachwuchs nicht ausreichend gefördert und es findet weiterhin ein starker Vorratsaufbau statt. Eingriffe zwischen 22-30 % fördern die unerwünschte Zweischichtigkeit und oberhalb der 30 % laufen die Bestände Gefahr die Strukturdiversität, Stabilität, Qualität und auch ihren Zuwachs zu verlieren. Eine gute Visualisierung zu Vorrat, Entnahmemenge und Förderlichkeit des Eingriffs gibt MANALE (2015). Die Eingriffe sind somit oft als überführungsförderlich zu bewerten. Die Studierenden und Anwärter:innen bringen auf beiden Flächen die stärksten und schwächsten Eingriffsstärken hervor, was trotzdem zeigt, dass sie sich noch an die optimale Entnahmemenge herantasten. Gerade auch die praktische Erfahrung trägt viel dazu bei, seine Eingriffsstärke dosiert festzulegen (SPINELLI et al. 2016).

Die durchschnittlich entnommenen **Festmeterwerte FmW** unterscheiden sich nur in Abteilung 138 zwischen Studierenden und Anwärter:innen, sodass alle eine ähnliche Wertschöpfung erzielen (Abbildung 17). Weil hohe Eingriffsstärken oft mit hohen Biodiversitätsverlusten verbunden sind (KRAUS et al. 2018), wurde die **Reduktion der Habitatwerte** analysiert. Auf der Fläche in Abteilung 138 werden die ökologischen Flächenwerte pro entnommenen Vorratsfestmeter um rund 4-7 Habitatpunkte reduziert, wobei die Anwärter:innen vergleichsweise viele Reduktionen beisteuern. In Abteilung 136 werden durchschnittlich nur 1,5-2 Habitatpunkte/VFm entnommen, da die Fläche auch insgesamt nur die geringsten Habitatwerte besitzt, sodass die Chance auf Entnahme eines Mikrohabitats geringer ausfällt. Diese Reduktionen der Habitatwerte unterscheiden sich nicht zwischen den Gruppen (FICHTNER 2020), was zeigt, dass das Forstpersonal nicht zwangsweise weniger waldnaturschutzorientiert auszeichnet, als die anderen Gruppen. Die Ergebnisse zeigen darüber hinaus, dass bei jedem Eingriff zwangsweise immer die ökologische Wertigkeit eines

Bestandes reduziert wird. Vor allem im Tagesgeschäft werden unter Zeitdruck noch einmal mehr Mikrohabitate übersehen (COSYNS et al. 2019). Durch die Ausweisung von Habitatbäumen und Habitatbaumanwärtern kann dem entgegen gewirkt werden. Wenn die Baumentnahmen die Bestandesstruktur langfristig steigern, wird damit auch das Biodiversitätspotenzial wieder erhöht (STIERS 2020).

Neben bisher aufgeführten Kriterien wurde der **Ausdünnungstyp** ausgewertet. Wie auch bei Übungen im Marteloskop Tharandter Wald (FICHTNER 2020) entscheidet sich die Mehrheit der Teilnehmenden automatisch für eine Hochdurchforstung als Mittel der Überführung. Es ist davon auszugehen, dass hochdurchforstungsartige Eingriffe auf Basis von Vorkenntnissen, Erfahrungen, Routine und Intuition gewählt wurden (VÍTKOVÁ et al. 2016; JOA et al. 2020). In italienischen Marteloskopen wurde demgegenüber festgestellt, dass junge Forstleute Hochdurchforstungen weniger gut umsetzen können wie forstliche Experten (BRAVO-OVIEDO et al. 2020). Privatwaldbesitzer, welche bei den Auszeichnungsübungen dieser Arbeit nicht dabei waren, scheinen oft intuitiv zu Niederdurchforstungen zu tendieren (MARTENS et al. 2017). Im Marteloskop Ausgangssituation liegen nur wenige Teilnehmer über *NG*-Verhältnissen von 1. Bei der Diskussion wurde dieses leicht niederdurchforstungsartige Vorgehen von den Praktizierenden mit der Entrümpelung von Schneebrüchen und geschälten dünnen Fichten gerechtfertigt. Die Entnahme von Schneebrüchen reduziert die Mikrohabitatgruppe des freiliegenden Kernholzes (IN2) und ist daher möglichst nicht systemisch anzuwenden. Im Marteloskop Überführung lagen bestandesbedingt alle *NG*-Verhältnisse unter 1. Die Entnahmen der Teilnehmer finden also vorrangig im „el Intermediaire“, dem mittleren bis höheren Sozial- und Durchmesserbereich statt, was definitiv zur Überführung der Bestände beiträgt (STOCKER 2017; REININGER 2000).

Für jeden ausscheidenden Baum wurden die **Auszeichnungsgründe** registriert, wobei auf beiden Flächen kaum Bedrängerentnahmen durchgeführt wurden. In der Ausgangssituation sind die Entnahmegründe der Studierenden indifferent, während die Anwärter:innen bevorzugt Hiebe zugunsten der Bestandesstruktur durchführen. Hierbei ist anzumerken, dass aus Sicht einer naturgemäßen Bewirtschaftung die Bestandesstruktur eigentlich kein Auszeichnungskriterium darstellt, sondern sich durch differenzierte einzelbaumweise Entnahmen von allein ergibt (HATT 2019). Ein Drittel der Entnahmen des Forstpersonals entsprachen einer Zielstärkennutzung. Alle Gruppen zeichneten in ähnlichen Anteilen Sanitärhiebe an. Diese fallen im Fichtenbetrieb permanent mit an. Über die 50 % (!) des Holzeinschlages im Landeswald des Forstbezirk Eibenstocks resultierten zwischen den Jahren 2005 und 2019 aus Kalamitäten an Fichte (SCHUSSER 2019). In der strukturreicheren Überführungssituation führten ein Großteil der Studierenden und Anwärter:innen passend zu den stärkeren Dimensionen Zieldurchmesserernten durch. Bei der Hälfte der Eingriffe fördert das Forstpersonal die Verjüngung. Auch in Auszeichnungsübungen von SPINELLI et al. (2016) nutzten die Forstexpert:innen vor allem diese Begründung. Durch deren vielfältige Erfahrung und Ausbildung wird das Forstpersonal in die Lage versetzt, die langfristige Entwicklung von Beständen abzuschätzen und aktuelle Defizite (wie z. B. Baumarten- und Strukturarmut) durch eine Förderung der Verjüngung perspektivisch zu beheben (SPINELLI et al. 2016). Für die vorangebauten Weißtannen wurde hierzu beispielsweise der Nachlichtungsbedarf anhand des Verhältnisses zwischen Terminal- und Seitentrieb abgeschätzt (PETER et al. 2011). Die unterschiedlichen Entnahmegründe resultieren insgesamt vor allem aus den unterschiedlichen Bestandesstrukturen mit abweichenden Arbeitsanweisungen (SPINELLI et al. 2016). „Tatsächlich gibt es oft viele gute Gründe einen einzelnen Baum zu fällen“ (SPINELLI et al. 2016, S. 218).

Betrachtet man die Ergebnisse der Baumauswahl und der Auszeichnungsübungen, so kann *Hypothese VI* abschließend *verifiziert* werden. Die Qualität und Quantität der Auszeichnungen unterscheiden sich insgesamt nicht zwischen den Forststudierenden, Anwärter:innen und Förster:innen, sondern werden vom individuellen Verhalten überprägt. So wird, wie auch bei SPINELLI et al. (2016) oder BRAVO-OVIEDO et al. (2020), eher eine hohe Variabilität in den Gruppen aufgrund der unterschiedlichen persönlichen Erfahrungen festgestellt. Die Bestandesstruktur beeinflusst die grundsätzliche Übereinstimmung zwischen verschiedenen Testpersonen nicht (RAMOS 2016). Auch wenn letztlich das individuelle Auszeichnen unterschiedlich ausfällt, so ist über viele verschiedene Auszeichnungen doch oft ein Mindestmaß an Zielerfüllung festzustellen (REININGER 2000), wie auch bei den Übungen dieser Arbeit. Es ist zu beachten, dass es sich bei den Übungsgruppen jedoch gleichermaßen um forstliche Professionals handelt, welchen sehr ähnliche übergeordnete Ziele und Werthaltungen zu unterstellen sind (SCHULZ et al. 2019). Wichtig wäre es hier für folgende Untersuchungen noch Personen anderer Fachdisziplinen einzubeziehen. Abschließend soll angemerkt werden, dass es keine perfekte Auszeichnung gibt und sich zielführende Auszeichnungen oft erst dann ergeben, wenn man sich auf den Wald einlässt und sein Handwerk differenziert, kreativ und mit Freude ausübt (JUNOD 2019).

5 Praxisnahe Schlussfolgerung

In der vorliegenden Arbeit wurde eine Marteloskop-Sequenz aus drei Marteloskopen nach EFI-Standards im Beispielrevier Eibenstock für integrative naturgemäße Waldwirtschaft angelegt. Mit den Daten der Flächen Ausgangssituation, Überführung und Bergmischwald konnten die anfangs gestellten Hypothesen zur Überföhrungsentwicklung und möglichen Zielkonflikten beantwortet werden.

Aufgrund der hohen Vorräte ist der Abbau hin zu niedrigeren Optimalvorräten auf allen Flächen weiterzuverfolgen. Die Marteloskope zeigen eine Erfolgsserie von 30 Jahren integrativer naturgemäßer Überföhrung mit durchschnittlich hohen Totholz mengen (v. a. Hochstubben) und aufsteigend heterogenen Baumarten- und Verjüngungsmustern. Im Zielbild des Bergmischwaldes erhält sich die Mischung durch den „natürlichen Holzartenwechsel“ (AMMON 1995) von allein. Eingriffe im oberen mittleren Durchmesserbereich („el Intermediaire“ nach REININGER 2000) förderten den Übergang von der Ein- zur Mehrschichtigkeit. Das Nadelholz erzielt tendenziell höhere Holzerlöse als Laubholz. Die Laubbäume besitzen viele Mikrohabitate und hohe Habitatwerte, aber auch für die Weißtanne konnte ein hohes ökologisches Potenzial durch die spezifisch mit ihr assoziierten Biodiversität (LARRIEU et al. 2012) festgestellt werden. Rotbuchen eignen sich wegen auftretenden Höhlen (CV) und Epiphyten (EP) als Habitatbaum. Nebenbaumarten erfüllen auch in geringer Dichte ökologische Funktionen und sind unbedingt zu belassen. Der Holzerlös steigt erwartungsgemäß mit dem BHD. Gleiches gilt für die Anzahl der Mikrohabitate und bis auf die Ausgangssituation auch für den Habitatwert. In diesem Fichtenreinbestand fallen die Habitatwerte unabhängig vom BHD aus, weil starke Bäume fehlen: Es wurde ein Schwellenwert von rund 70 cm BHD festgestellt, ab welchem die Holzerlöse und Habitatwerte stark ansteigen. Ab 70 cm besitzen alle Bäume mindestens zwei Mikrohabitate und erste A-Holz-Anteile treten auf. Im Zuge der Überföhrung von Fichtenreinbeständen sollte der Schirm folglich deutlich über diesen Durchmesser hinaus erhalten werden. Zielstärken unter dem Schwellenwert sind zu vermeiden, da sie sich negativ auf den Waldnaturschutz auswirken (LARRIEU et al. 2014) und sich die Möglichkeit der wertvollen Starkholzproduktion genommen wird. Auf der Marteloskop-Sequenz treten mit dem BHD zunehmende (v. a. Höhlen, Stammfußhöhlen), abnehmende (v. a. Stammverletzungen) und indifferente (v. a. Harzfluss, tierische Mikrohabitate wie Nester) Mikrohabitate auf. Die dicksten Bäume sind nicht immer die ökologisch wertvollsten. Es sind daher über das gesamte Durchmesserspektrum Habitatbäume zu erhalten, indem auch bei dünneren Bäumen Habitatbaumanwärter ausgewählt werden (VIDOT et al. 2011; KÖRKJAS et al. 2021; MERGNER 2021). Mit fortschreitender Überföhrung wird auf der Marteloskop-Sequenz der Zusammenhang zwischen Holzerlös und Habitatwert stärker, sodass (teilweise durchmesserbedingt) mehr Konfliktbäume auftreten. In Marteloskopen können diese gut anhand des Quotienten aus beiden Werten identifiziert werden. Um Zielkonflikte zu vermindern, sollten die Bestände weiterhin naturschutzintegrativ in vermischten Subpopulationen aus geldwerten Auslesebäumen und Habitatbäumen bewirtschaftet werden, um ab rund 70 cm nur noch konfliktarme Bäume vorzufinden (LARRIEU et al. 2012).

Weiterhin wurde ein beispielhaftes Übungskonzept für die Marteloskop-Sequenz entworfen und getestet. Bei ersten Auszeichnungsbungen mit Studierenden, Anwärter:innen und Forstpersonal wurde deren Auszeichnungsverhalten analysiert. Alter, Vorrat, Höhe und Totholzmenge wurden von den Förstern durchschnittlich am genauesten aber nicht signifikant besser geschätzt.

Es scheint möglich, dass sich der Eindruck vorheriger auf die Schätzungen weiterer Fläche auswirkt, sodass zwischen dem Auszeichnen verschiedener Bestände Kontrollmessungen zu empfehlen sind, anstelle auf den „waldbaulichen Götterblick“ zu vertrauen. Das Auszeichnungsverhalten unterschied sich statistisch nicht zwischen den drei Gruppen forstlicher Professionals, sodass das individuelle Verhalten das Handeln überprägt (SPINELLI et al. 2016). Entgegen der Aufgabenstellung wurden kaum Habitatbäume ausgewählt. Konfliktbäume wurden teilweise nicht sicher von rein ökonomischen Bäumen unterschieden, da womöglich nur nach deren Erscheinungsbild, nicht aber nach deren ökologischen Wert, angesprochen wurde. Die Bedeutung und Erkennung von Mikrohabitaten muss daher weiter geschult werden. Da über die drei Marteloskope rund jeder zweite Baum ein Mikrohabitat trug und so auch in scheinbar ökologisch armen Beständen immer naturschutzrelevante Strukturen anzutreffen sind (GÜNTHER und SCHUCK 2021), ist beim Auszeichnen immer mit einer gewissen Verminderung der Habitatwerte zu rechnen.

Marteloskope als waldbauliche Übungsinstrumente ermöglichen es, vielfältige Themen der integrativ naturgemäßen Waldbewirtschaftung objektiv und mit direktem Feedback zu erörtern (PYTTEL et al. 2018; KRUMM et al. 2019; THORMANN et al. 2019). Vor weiteren Untersuchungen ist nach Meinung des Autors die Anlage der Marteloskope bezüglich der Volumenberechnung und Mikrohabitatfassung noch weiter zu standardisieren. Weiterhin ist vorerst die Softwarestabilität des I+-Trainers und eine objektive Aktualisierung der Flächen sicherzustellen, um Änderungen der Mikrohabitatstrukturen durch integrative Eingriffe konsistent zu verfolgen. Da bei der Überführung räumlich heterogene Eingriffe wichtig sind, um variierende Lichtsituationen im Bestand zu schaffen (SCHÜTZ und RÖHNISCH 2003), sollten künftig mehr räumliche Angaben zur Auszeichnung bereitgestellt werden. Hierzu können Strukturindizes implementiert werden (KRAUS et al. 2018), welche die Aggregation, Abstände oder die Durchmischung im verbleibenden Bestand bemessen. FLURY (2011) schlägt sinngemäß einen Strukturwert für jeden Einzelbaum vor. Mit den Strukturparametern könnte auch wissenschaftlich das Vorkommen der Mikrohabitate besser verstanden werden (PRETZSCH 2019). Um abschließend die praktischen Möglichkeiten integrativer naturgemäßer Waldbewirtschaftung noch praxisnäher abzubilden, ist die Entwicklung eines Totholzmodules im I+-Trainer notwendig. Stehendes Totholz könnte so durch das Ringeln oder Kappen (Hochstubben) von Bäumen geschaffen werden und Biomasse akkumuliert werden, indem bei der Entnahme wählbare Sortimente im Wald verbleiben.

Literaturverzeichnis

- AGGESTAM, F.; KONCZAL, A.; SOTIROV, M.; WALLIN, I.; PAILLET, Y.; SPINELLI, R. et al. (2020): Can nature conservation and wood production be reconciled in managed forests? A review of driving factors for integrated forest management in Europe. In: *Journal of environmental management* 268: 110670.
- ALBERT, M.; VON GADOW, K. (1998): Strukturparameter als Kontrollinstrumente für Überführungsvorhaben. Kurzfassung eines Referates zur Tagung "Überführung von Altersklassenwäldern in Dauerwälder" in Freiburg, 3. und 4.12.1998. In: *Forst und Holz* (22): 679–680.
- ALLENSPACH, K.; JUNOD, P.; LÜSCHER, R. (2015): Erfahrungsbericht aus dem Voralpen-Marteloskop. In: *WALD und HOLZ - Zeitschrift für Wald, Waldwirtschaft, Holzmarkt und Holzverwendung* 96 (11): 35–38.
- AMMANN, P.; JUNOD, P. (2021): Waldbau-Trends der letzten 30 Jahre und der Zukunft. In: *Zürcher Wald* 53 (4): 4–9.
- AMMER, C. (2016): Starkholz – wertvolles Instrument der waldbaulichen Steuerung. In: *AFZ - Der Wald* 71 (19): 33–36.
- AMMON, W. (1995): Das Plenterprinzip in der Waldwirtschaft. Folgerungen aus 40 Jahren schweizerischer Praxis von Walter Ammon. Mit einem Geleitwort von Louis-Andre Favre und einem Lebensbild Walter Ammons von Anton Schuler. 4. Aufl. Bern, Stuttgart, Wien: Paul Haupt Verlag.
- ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG (Hg.) (1997): Forsteinrichtung in strukturreichen Wäldern. Ein Leitfaden zur Weiterentwicklung der Inhalte und Verfahren. Arbeitskreis Zustandserfassung und Planung. Niedersächsisches Forstplanungsamt. Wolfenbüttel.
- ARBEITSGEMEINSCHAFT NATURGEMÄBE WALDWIRTSCHAFT (ANW) (Hg.) (2014a): Basisexkursion A: Entwicklung von Dauerwaldstrukturen im Revier Eibenstock – 25 Jahre intensiver Waldumbau, Vorratspflege und konsequente Jagdstrategie. ANW Bundestagung 15.05.-17.05.2014, Zukunftswald mit Weißtanne - Wiedereinbringung, Jagdstrategien und angepasste Waldstrukturen. Exkursionsführer.
- ARBEITSGEMEINSCHAFT NATURGEMÄBE WALDWIRTSCHAFT (ANW) (2014b): Grundsätze. Online verfügbar unter <https://www.anw-deutschland.de/eip/media/broschueregrundsaeetzeanw0314.pdf?fl=27238183>, zuletzt geprüft am 11.02.2022.
- ASBECK, T.; GROßMANN, J.; PAILLET, Y.; WINIGER, N.; BAUHUS, J. (2021): The Use of Tree-Related Microhabitats as Forest Biodiversity Indicators and to Guide Integrated Forest Management. In: *Current Forestry Reports*.
- ASBECK, T.; MESSIER, C.; BAUHUS, J. (2020): Retention of tree-related microhabitats is more dependent on selection of habitat trees than their spatial distribution. In: *European Journal of Forest Research* 139 (6): 1015–1028.
- ASBECK, T.; PYTTEL, P.; FREY, J.; BAUHUS, J. (2019): Predicting abundance and diversity of tree-related microhabitats in Central European montane forests from common forest attributes. In: *Forest Ecology and Management* 432: 400–408.
- BACHMANN, M.; SUDA, M. (2011): Waldbaustraining: Fit für die Beratung. Zukunftsfähige waldbauliche Fortbildungskonzepte der Bayerischen Forstverwaltung. In: *LWF aktuell – Magazin der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft und Mitgliederzeitschrift des Zentrums Wald-Forst-Holz Weißenstephan* 18 (80): 20–22, zuletzt geprüft am 22.11.2021.
- BARTSCH, N.; LÜPKE, B. VON; RÖHRIG, E. (2020): Waldbau auf ökologischer Grundlage. 8. Auflage. Stuttgart: Eugen Ulmer Verlag.

- BAUHUS, J.; PUETTMANN, K. J.; KÜHNE, C. (2013): Close-to-nature forest management in Europe. Compatible with managing forests as complex adaptive forest ecosystems? In: MESSIER C., PUETTMANN K. J. UND COATES K. D. (Hg.): *Managing Forests as Complex Adaptive Systems. Building Resilience to the Challenge of Global Change*. Hoboken: Taylor and Francis (The Earthscan Forest Library): 187–213.
- BOLLMANN, K.; BRAUNISCH, V. (2013): Integration oder Segregation: der Spagat zwischen der Produktion von Rohstoffen und dem Schutz der Biodiversität in europäischen Wäldern. In: KRAUS D. UND KRUMM F. (Hg.): *Integrative Ansätze als Chance für die Erhaltung der Artenvielfalt in Wäldern*. Joensuu (In focus - managing forest in Europe): 18–33.
- BOROWSKI, A. (2021): Arbeitsstand Marteloskopfläche Riedert, Anlagehinweise und bisher bearbeitete Fragestellung in der geplanten Masterarbeit von Anne Borowski an der FH Erfurt. Eibenstock, 08.03.2021. mündliche Mitteilung an Jonas Fiedler.
- BRÄNDLI, U.-B.; DÜGGELIN, C.; QUARTERONI, A.; REHUSH, N. (2016): Monitoring microhabitats in the Swiss National Forest Inventory. Integrate+ Conference. Scientific Service NFI; Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL); AgroParisTech. Ebrach, 26.10.2016. Online verfügbar unter <http://www.integrateplus.org/uploads/images/Mediacenter/II-6-Braendli-TreMs-Swiss-NFI.pdf>, zuletzt geprüft am 24.01.2021.
- BRANG, P.; SPATHELF, P.; LARSEN, J. B.; BAUHUS, J.; BONCCINA, A.; CHAUVIN, C. et al. (2014): Suitability of close-to-nature silviculture for adapting temperate European forests to climate change. In: *Forestry* 87 (4): 492–503.
- BRAVO-OVIEDO, A.; MARCHI, M.; TRAVAGLINI, D.; PELLERI, F.; MANETTI, M. C.; CORONA, P. et al. (2020): Adoption of new silvicultural methods in Mediterranean forests: the influence of educational background and sociodemographic factors on marker decisions. In: *Annals of Forest Science* 77 (2).
- BRUCIAMACCHIE, M. (2005): Le marteloscope, un outil pour apprendre la gestion durable – exemple d'évaluation de différents scénarios au marteloscope de Zittersheim (Vosges du Nord). In: VALAURI D., ANDRÉ J., DODELIN B., EYNARD MACHET R. UND RAMBAUD D. (Hg.): *Bois mort et à cavités, une clé pour les forêts vivantes*. Paris: Lavoisier: 237–252.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (BMEL) (Hg.) (2021): Waldbericht der Bundesregierung 2021. Referat 513 - Nationale Waldpolitik, Jagd; Kompetenzzentrum Wald und Holz. Bonn.
- BUTIN, H. (2019): Krankheiten der Wald- und Parkbäume. Diagnose, Biologie, Bekämpfung. 2. Auflage. Stuttgart: Ulmer.
- BÜTLER, R.; LACHAT, T. (2009): Wälder ohne Bewirtschaftung: eine Chance für die saproxyliche Biodiversität. In: *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 160 (11): 324–333.
- BÜTLER, R.; LACHAT, T.; KRUMM, F.; KRAUS, D.; LARRIEU, L. (2020a): Habitatbäume kennen, schützen und fördern. Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL). Birmensdorf (*Merkblatt für die Praxis*, 64).
- BÜTLER, R.; LACHAT, T.; KRUMM, F.; KRAUS, D.; LARRIEU, L. (2020b): Taschenführer der Baummikrohabitate. Beschreibung und Schwellenwerte für Feldaufnahmen. Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL). Birmensdorf. Online verfügbar unter https://www.dora.lib4ri.ch/wsl/islandora/object/wsl:22451/datastream/PDF/B%C3%BCtler-2020-Taschenf%C3%BChrer_der_Baummikrohabitate.pdf, zuletzt geprüft am 24.01.2021.
- BÜTLER, R.; LACHAT, T.; SCHLAEPFER, R. (2006): Förderung von saproxylichen Arten: Massnahmen, Zielkonflikte und offene Fragen. In: *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 157 (6): 217–226.
- COSYNS, H.; JOA, B.; MIKOLEIT, R.; KRUMM, F.; SCHUCK, A.; WINKEL, G.; SCHULZ, T. (2020): Resolving the trade-off between production and biodiversity conservation in integrated forest

- management: comparing tree selection practices of foresters and conservationists. In: *Biodiversity and Conservation* 29 (13): 3717–3737.
- COSYNS, H.; KRAUS, D.; KRUMM, F.; SCHULZ, T.; PYTTEL, P. (2019): Reconciling the Tradeoff between Economic and Ecological Objectives in Habitat-Tree Selection: A Comparison between Students, Foresters, and Forestry Trainers. In: *Forest Science* 65 (2): 223–234.
- COURBAUD, B.; LARRIEU, L.; KOZAK, D.; KRAUS, D.; LACHAT, T.; LADET, S. et al. (2021): Factors influencing the rate of formation of tree-related microhabitats and implications for biodiversity conservation and forest management. In: *Journal of Applied Ecology*.
- COURBAUD, B.; PUPIN, C.; LETORT, A.; CABANETTES, A.; LARRIEU, L. (2017): Modelling the probability of microhabitat formation on trees using cross-sectional data. In: *Methods in Ecology and Evolution* 8 (10): 1347–1359.
- CRAMP, S. (Hg.) (1980): Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. The birds of the Western Palearctic. New York: Oxford University Press.
- DĂNESCU, A.; ALBRECHT, A.; BAUHUS, J. (2016): Strukturdiversität und Zuwachs in Bergmischwäldern Südwestdeutschlands. In: KOHNLE U. UND KLÄDTKE J. (Hg.): Tagungsbericht 2016. Berichte zur Jahrestagung. Jahrestagung. Lyss (Schweiz), 09.–11.05.2016. Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten, Sektion Ertragskunde. Freiburg: 30–48.
- DIN EN 350, 2016-12: Dauerhaftigkeit von Holz und Holzprodukten - Prüfung und Klassifizierung der Dauerhaftigkeit von Holz und Holzprodukten gegen biologischen Angriff.
- DERKS, J.; SCHUCK, A.; KRUMM, F.; KRAUS, D. (2020a): Guidelines for establishing I+ marteloscopes. European Forest Institute (EFI). Online verfügbar unter http://iplus.efi.int/uploads/Marteloscope_Guidelines_Setup.pdf, zuletzt geprüft am 12.01.2022.
- DERKS, J.; SCHUCK, A.; ZUDIN, S. (2020b): Step-by-step tutorial: I+ Trainer software. European Forest Institute (EFI). Online verfügbar unter http://iplus.efi.int/uploads/I%2BTrainer_Tutorial.pdf, zuletzt geprüft am 12.11.2021.
- DEUTSCHE BUNDESSTIFTUNG UMWELT (DBU) (2021): DBU - Tagung: Überführung von Altersklassen - in Dauerwälder am 03./04.12.1998 in Freiburg | Projektdatenbank. Online verfügbar unter https://www.dbu.de/projekt_14808/01_db_2409.html, zuletzt aktualisiert am 14.02.2021, zuletzt geprüft am 14.02.2021.
- DEUTSCHER FORSTWIRTSCHAFTSRAT (DFWR); DEUTSCHER HOLZWIRTSCHAFTSRAT (DHWR) (Hg.) (2020): Rahmenvereinbarung für den Rohholzhandel in Deutschland (RVR). 3. Auflage. Berlin.
- DOKTER, E. (2020): Anlage und Erstanalyse eines Marteloscopes – Buchen-Eichen-Hainbuchen-Mischbestand – Dauerwaldstiftung in Pommern. Bachelorarbeit. Hochschule für nachhaltige Entwicklung, Eberswalde.
- DÖRFEL, L. F. (2019): Anlage und Erstanalyse eines Marteloscops – Buchen-Eichen-Mischbestand – im Forstbezirk Eibenstock. Bachelorarbeit. Hochschule für nachhaltige Entwicklung, Eberswalde.
- DRAPEAU, P.; NAPPI, A.; ST. GERMAIN, M.; ANGERS, V. A. (2005): Les regimes naturels de perturbations, l'aménagement forestier et le bois mort dans la forêt boreale québécoise. In: VALLAURI D. (Hg.): Bois mort et à cavités. Une clé pour des forêts vivantes. Paris: Editions Tec & Doc: 46–54.
- DREYLING, L.; SCHMITT, I.; GRANDE, F. D. (im Druck): Tree size drives diversity and community structure of microbial communities on the bark of beech (*Fagus sylvatica*).
- ECHTLE, M. (2021): Besondere Ansprüche der Weißtanne an den Säger. Säge- und Trocknungstechnik auf das Holz und seine Eigenschaften abstimmen. In: *proWALD - Magazin des Deutschen Forstvereins* (2): 16–17.

- EUROPEAN FOREST INSTITUTE (EFI) (Hg.) (2018): Marteloskopübungen - Vorschläge als Anleitungshilfe für Schulungspersonal. Online verfügbar unter http://iplus.efi.int/uploads/Example_Exercises.pdf, zuletzt geprüft am 31.01.2022.
- EUROPEAN FOREST INSTITUTE (EFI) (Hg.) (2022): Marteloscopes and data. Marteloscope map and site information. Integrate Network. Online verfügbar unter <http://iplus.efi.int/marteloscopes-data.html>, zuletzt aktualisiert am Januar 2022, zuletzt geprüft am 27.01.2022.
- FAHRMEIR, L.; HEUMANN, C.; KÜNSTLER, R.; PIGEOT, I.; TUTZ, G. (2016): Statistik. Der Weg zur Datenanalyse. 8. Auflage. Berlin, Heidelberg: Springer-Spektrum Verlag (Springer-Lehrbuch).
- FAN, Z.; LARSEN, D. R.; SHIFLEY, S. R.; THOMPSON, F. R. (2003): Estimating cavity tree abundance by stand age and basal area, Missouri, USA. In: *Forest Ecology and Management* 179 (1-3): 231–242.
- FICHTNER, I. A. (2020): Das Marteloskop Tharandter Wald: ein waldbauliches Übungsinstrument für eine nachhaltige und integrative Waldbewirtschaftung. Masterarbeit. Technische Universität, Dresden, Tharandt. Institut für Waldwachstum und forstliche Informatik - Professur für Waldwachstum und Produktion von Holzbiomasse.
- FLURY, S. (2011): Marteloskop im Dauerwald - ein Fallbeispiel auf dem Grenchenberg (Kanton Solothurn). Bachelor-Arbeit. Schweizerische Hochschule für Landwirtschaft (SHL), Zollikofen.
- FRITZ, Ö.; HEILMANN-CLAUSEN, J. (2010): Rot holes create key microhabitats for epiphytic lichens and bryophytes on beech (*Fagus sylvatica*). In: *Biological Conservation* 143 (4): 1008–1016.
- GADOW, K. VON; ZHANG, C. Y.; WEHENKEL, C.; POMMERENING, A.; CORRAL-RIVAS, J.; KOROL, M. et al. (2012): Forest structure and dynamics. In: VON GADOW K. UND PUKALLA T. (Hg.): *Continuous Cover Forestry*. 2. Auflage. Dordrecht, London: Springer Verlag (Managing Forest Ecosystems, 23): 29–84.
- GINESTE, M. (2010): Martéloscope: développement d'une interface pédagogique pour un public non spécialisé. Promotion, Paris. Formation des ingénieurs forestiers de l'ENGREF Agro Paris Tech. Online verfügbar unter https://infodoc.agroparistech.fr/doc_num.php?explnum_id=3482, zuletzt geprüft am 24.01.2021.
- GROSSER, D. (2004): Das Holz der Tanne – Eigenschaften und Verwendung. In: BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR WALD UND FORSTWIRTSCHAFT (LWF) (Hg.): *Beiträge zur Tanne*. Berichte der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft. Freising (LWF Wissen - Berichte der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, 45): 66–69.
- GROßMANN, J. (2020): Occurrence and Development of Microhabitats at the single Tree and Forest Stand Scale. Mikrohabitate auf Einzelbaum- und Bestandesebene: Vorkommen und Entwicklung. Dissertation. Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Freiburg. Online verfügbar unter <https://d-nb.info/1239556381/34>, zuletzt geprüft am 12.11.2021.
- GROßMANN, J.; PYTTEL, P. (2019): Mikrohabitate und Baumdimension als Grundlage der Habitatbaum-Auswahl im Bergmischwald. In: *Natur und Landschaft - Zeitschrift für Naturschutz und Landschaftspflege* 94 (12): 531–541.
- GROßMANN, J.; SCHULTZE, J.; BAUHUS, J.; PYTTEL, P. (2018): Predictors of Microhabitat Frequency and Diversity in Mixed Mountain Forests in South-Western Germany. In: *Forests* 9 (3): 104.
- GUERICKE, M. (2018a): Kalibrierung waldbaulicher Entscheidungen mit Hilfe von Marteloskopien. Ein innovatives Konzept für die waldbauliche/ertragskundliche Aus- und Fortbildung an der HNEE, Fachbereich für Wald und Umwelt. Hochschule für nachhaltige Entwicklung. Eberswalde. Online verfügbar unter https://hnee.de/_obj/18017415-64C4-4109-B4AD-2C33CA06DD52/inline/Kalibrierung-waldbaulicher-Entscheidungen-mit-Hilfe-von-Marteloskopien_2018.pdf, zuletzt geprüft am 13.11.2021.
- GUERICKE, M. (2018b): Projekt INTEGRATE – Waldbau Workshop IT unterstütztes Waldbau-Training. Erfahrungen im Bereich IT-unterstütztes Waldbaustraining Brandenburg – Status Quo

- Brandenburg. Workshop. Bonn. Online verfügbar unter https://informatar.eu/sites/default/files/pdf/20180710_Brandenburg-StatusQuo_WORKSHOP_IT%20WALBAUTRAINING_10072018_Gue_HNEE.pdf, zuletzt geprüft am 31.01.2022.
- GUERICKE, M. (2019): Handout zum Marteloskop Spechtwald. Hintergrundinformationen. Lage- und Anfahrtsskizze. Aufgabenstellung. Hochschule für nachhaltige Entwicklung (HNEE); Dauerwaldstiftung in Pommern. Online verfügbar unter <https://dauerwaldstiftung.de/wp-content/uploads/2019/11/HANDOUT-MARTELOSKOP-Dauerwaldstiftung.pdf>, zuletzt geprüft am 05.03.2021.
- GÜNTHER, W.; SCHUCK, A. (2021): Treffen Sächsischer Vertreter im Marteloskop Burkhardtswald zur Diskussion von Marteloskopien als Schulungsflächen im Sächsischen Wald. Burkhardtswald, Eibenstock, 28.04.2021. mündlich an Publikum.
- GUSTAFSSON, L.; BAUHUS, J.; ASBECK, T.; AUGUSTYNICZIK, A. L. D.; BASILE, M.; FREY, J. et al. (2020): Retention as an integrated biodiversity conservation approach for continuous-cover forestry in Europe. In: *Ambio* 49 (1): 85–97.
- HANEWINKEL, M. (1997): Überführungsplanung vom Fichten-Altersklassen- in den Dauerwald und ökonomische Analyse der Überführung - am Beispiel eines ANW-Betriebes. In: *Der Dauerwald - Zeitschrift für naturgemäße Waldwirtschaft* (17): 27–41.
- HANEWINKEL, M. (2004): Spatial patterns in mixed coniferous even-aged, uneven-aged and conversion stands. In: *European Journal of Forest Research* 123 (2): 139–155.
- HATT, S. (2019): Checkkarten Dauerwald. 2. Auflage. Hg. v. ProSilvaSchweiz. Zürich.
- HEDDERICH, J.; SACHS, L. (2012): Angewandte Statistik. Methodensammlung mit R. 14. Auflage. Berlin, Heidelberg: Springer Verlag.
- HELLIWELL, R.; WILSON, E. R. (2012): Continuous cover forestry in Britain. challenges and opportunities. In: *Quarterly Journal of Forestry* 106 (3): 214–224.
- HETTESHEIMER, B.; KIEFER, S.; WAGNER, G. (2002): Waldbautraining macht auch noch Spaß. Rheinland-Pfalz: neue Wege bei der Vermittlung der Waldbaustrategie. In: *AFZ - Der Wald* 57 (24): 1306–1307.
- JANK, W.; MEYER, H. (1993): Didaktische Modelle. 1. Auflage. Frankfurt am Main: Cornelsen Scriptor.
- JOA, B.; PAULUS, A.; MIKOLEIT, R.; WINKEL, G. (2020): Decision Making in Tree Selection – Contemplating Conflicting Goals via Marteloscope Exercises. In: *Rural Landscapes: Society, Environment, History* 7 (1): 1–14.
- JOHANN, F.; SCHAICH, H. (2016): Land ownership affects diversity and abundance of tree microhabitats in deciduous temperate forests. In: *Forest Ecology and Management* 380: 70–81.
- JUNOD, P. (2019): Marteloscopes au service de la sylviculture proche de la nature. In: *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 170 (2): 69–77.
- KASSIER, H. W. (1993): Dynamics of diameter and height distributions in commercial timber plantations. Doktorarbeit. University of Stellenbosch, Stellenbosch.
- KERSHAW, J. A.; DUCEY, M. J.; BEERS, T. W.; HUSCH, B. (2017): Forest mensuration. 5. Auflage. Chichester, UK: John Wiley & Sons.
- KIEHNE, J. (2015): Das Marteloskop Rosskopf als Grundlage zur Beurteilung von betriebswirtschaftlichen und naturschutzfachlichen Aspekten im Bergmischwald. Masterarbeit. Albert-Ludwigs-Universität, Fakultät für Umwelt und natürliche Ressourcen, Freiburg.
- KIENTZ, E. (1936): Wandlungen des Holzartenbildes im sächsischen Staatswalde seit dem 16. Jahrhundert, mit Ausblicken auf die Pollenanalyse. Forstinspektionsbezirke Eibenstock und Grimma. Berlin: Paul Parey Verlag (Tharandter Forstliches Jahrbuch, 87).

- KNOKE, T. (2009): Zur finanziellen Attraktivität von Dauerwaldwirtschaft und Überführung: eine Literaturanalyse. In: *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 160 (6): 152–161.
- KOCHANIEWICZ, G.; WIRTH, V. (2006): Untersuchung zur Diversität von Epiphyten unter Lokalbedingungen des Südschwarzwaldes. In: *Herzogia* 19: 215–227.
- KOHLER, M.; CSAPEK, G.; BAUHUS, J. (Hg.) (2016): Forstwissenschaftliche Tagung. Freiburg im Breisgau, 26. bis 29. September 2016. Albert-Ludwigs-Universität, Fakultät für Umwelt und natürliche Ressourcen, Institut für Forstwissenschaften, Professur für Waldbau. Online verfügbar unter http://www.fowita.de/fileadmin/Anfahrtsskizzen/Programm/fowita16_abstractband.pdf, zuletzt geprüft am 05.02.2021.
- KÖHLER, W.; SCHACHTEL, G.; VOLESKE, P. (2012): Biostatistik. Eine Einführung für Biologen und Agrarwissenschaftler. 5. Auflage. Berlin, Heidelberg: Springer-Spektrum Verlag.
- KÕRKJAS, M.; REMM, L.; LÕHMUS, A. (2021): Tree-related microhabitats on live *Populus tremula* and *Picea abies* in relation to tree age, diameter, and stand factors in Estonia. In: *European Journal of Forest Research* 140 (5): 1227–1241.
- KRAMER, H.; AKÇA, A. (2008): Leitfaden zur Waldmesslehre. 5. Auflage. Frankfurt am Main: Sauerländer Verlag.
- KRAUS, D.; BÜTLER, R.; KRUMM, F.; LACHAT, T.; LARRIEU, L.; MERGNER, U. et al. (2016a): Katalog der Baummikrohabitate. Referenzliste für Feldaufnahmen. European Forest Institute (EFI) (*Integrate+ Technical Paper*). Online verfügbar unter https://informar.eu/sites/default/files/pdf/Catalogue_Tree-Microhabitats_Reference-Field-List_Final_DE.pdf.
- KRAUS, D.; COURBAUD, B.; DE COLIGNY, F.; LARRIEU, L.; LETORD, A.; SCHUCK, A. (Hg.) (2017): Simulation der ökonomischen und ökologischen Entwicklungen bei verschiedenen waldbaulichen Eingriffen. 2. Scientific symposium on integrative nature conservation. Ebrach, 23.03.-24.03.2017. Online verfügbar unter https://oatao.univ-toulouse.fr/21931/1/Kraus_21931.pdf.
- KRAUS, D.; KRUMM, F. (Hg.) (2013): Integrative Ansätze als Chance für die Erhaltung der Artenvielfalt in Wäldern. European Forest Institute (EFI). Joensuu (In focus - managing forest in Europe).
- KRAUS, D.; MERGNER, U.; SCHUCK, A.; KRUMM, F.; HAUBMANN, T. (2016b): Integrate+: Wieviel Naturschutz kann der bewirtschaftete Wald leisten? In: *Der Dauerwald - Zeitschrift für naturgemäße Waldwirtschaft* (54): 33–38.
- KRAUS, D.; SCHUCK, A.; KRUMM, F.; BÜTLER, R.; COSYNS, H.; COURBAUD, B. et al. (2018): Seeing is building better understanding - the Integrate+ Marteloscopes (*Integrate+ Technical Paper*, 26 (3)). Online verfügbar unter https://www.researchgate.net/publication/323018962_Seeing_is_building_better_understanding_-_the_Integrate_Marteloscopes, zuletzt geprüft am 24.01.2021.
- KRETSCHMER, J. (2004): Auswirkungen des ökologischen Waldumbaus auf Bestand und Verjüngung. Eine quantitative Strukturanalyse. Dissertation. Albert-Ludwigs-Universität, Fakultät für Umwelt und natürliche Ressourcen, Freiburg.
- KRUMM, F.; BOLLMANN, K.; BRANG, P.; SCHULZ-MARTY, T.; KÜCHLI, C.; SCHUCK, A.; RIGLING, A. (2020): Introduction: Context and solutions for integrating nature conservation into forest management: an overview. In: KRUMM F., SCHUCK A. UND RIGLING A. (Hg.): How to balance forestry and biodiversity conservation - A view across Europe. Birmensdorf: 10–25.
- KRUMM, F.; LACHAT, T.; SCHUCK, A.; BÜTLER, R.; KRAUS, D. (2019): Marteloscope als Trainingstools zur Erhaltung und Förderung von Habitatbäumen im Wald. In: *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 170 (2): 86–93.

- KUBLIN, E. (2003): Einheitliche Beschreibung der Schaftform - Methoden und Programme - BDATPro. A Uniform Description of Stem Profiles - Methods and Programs -BDATPro. In: *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 122 (3): 183–200.
- KÜHNE, K.; THORMANN, J.-J.; BUGMANN, H.; MICHEL, D. (2019): Marteloskope im Gebirgswald. In: *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 170 (2): 94–97.
- KUNZ, H. (1994): Vom Schlagwald zum Plenterwald. Wege zu einer naturgemässen, abtriebsfreien Waldwirtschaft. In: KUNZ H. UND BÖSCH H. (Hg.): *Erfahrungen mit dem Plenterprinzip in der Praxis*. 1. Auflage. Schweiz: 5–33.
- KUNZ, H.; BÖSCH, H. (Hg.) (1994): *Erfahrungen mit dem Plenterprinzip in der Praxis*. 1. Auflage. Schweiz.
- LANDESTALSPERRENVERWALTUNG SACHSEN (LTV) (2021): Übersendung der langjährigen Klimadatenaufzeichnungen der Talsperren Eibenstock und Carlsfeld durch Frau Anke Heiser, 30.03.2021. E-Mail an Jonas Fiedler.
- LANDESVERWALTUNGSAMT SACHSEN-ANHALT (LVWA SACHSEN-ANHALT) (Hg.) (2011): Leitfaden zur Vorratsermittlung von Waldbeständen und zur Bewertung forstrechtlicher Sachverhalte. Landesverwaltungsamt Sachsen-Anhalt - Referat Forst- und Jagdhoheit. Halle (Saale).
- LANDESZENTRUM WALD SACHSEN-ANHALT (Hg.) (2016): Definitionen wichtiger forstlicher Begriffe. Online verfügbar unter https://landeszentrumwald.sachsen-anhalt.de/fileadmin/Bibliothek/Politik_und_Verwaltung/MLU/Waldbau/Definitionen_wichtiger_forstlicher_Begriffe.pdf, zuletzt geprüft am 11.02.2022.
- 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. In: *Canadian Journal of Forest Research* 42 (8): 1433–1445.
- LARRIEU, L.; CABANETTES, A.; BRIN, A.; BOUGET, C.; DECONCHAT, M. (2014): Tree microhabitats at the stand scale in montane beech–fir forests: practical information for taxa conservation in forestry. In: *European Journal of Forest Research* 133 (2): 355–367.
- LARRIEU, L.; CABANETTES, A.; COURBAUD, B.; GOULARD, M.; HEINTZ, W.; KOZÁK, D. et al. (2021): Co-occurrence patterns of tree-related microhabitats: A method to simplify routine monitoring. In: *Ecological Indicators* 127: 107757.
- 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. In: *European Journal of Forest Research* 131 (3): 773–786.
- LARRIEU, L.; PAILLET, Y.; WINTER, S.; BÜTLER, R.; KRAUS, D.; KRUMM, F. et al. (2018): Tree related microhabitats in temperate and Mediterranean European forests: A hierarchical typology for inventory standardization. In: *Ecological Indicators* 84: 194–207.
- LARSEN, J. B.; NIELSEN, A. B. (2007): Nature-based forest management - Where are we going? In: *Forest Ecology and Management* 238 (1-3): 107–117.
- LASSAUCE, A.; PAILLET, Y.; JACTEL, H.; BOUGET, C. (2011): Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: Meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. In: *Ecological Indicators* 11 (5): 1027–1039.
- LINDER, W.; MARTI, W. (2009): Erfolgsfaktoren und Schwierigkeiten bei der Plenterung und Überführung im Privatwald. In: *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 160 (1): 11–14.
- LLAMAZ GOMEZ, L. (1995): Untersuchungen über ökologisch-genetische Anpassungsvorgänge bei der Tanne (*Abies alba* Mill.) in unterschiedlich immissionsbelasteten Regionen unter besonderer Berücksichtigung des Erzgebirges (Teil A). (*Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Forsten*, 5).

- LÖF, M.; BERGQUIST, J.; BRUNET, J.; KARLSSON, M.; WELANDER, T. (2010): Conversion of Norway spruce stands to broadleaved woodland – regeneration systems, fencing and performance of planted seedlings. In: *Ecological Bulletins* 53: 165–173.
- MAGYAR, D.; VASS, M.; OROS, G. (2017): Dendrotelmata (Water-Filled Tree Holes) as Fungal Hotspots - A Long Term Study. In: *Cryptogamie, Mycologie* 38 (1): 55–66.
- MAIER, C.; WINKEL, G. (2017): Implementing nature conservation through integrated forest management: A street-level bureaucracy perspective on the German public forest sector. In: *Forest Policy and Economics* 82: 14–29.
- MANALE, P. (2015): Dauerwald: Lernen durch messen und beobachten. In: *Zürcher Wald* 47 (6): 17–19.
- MARTENS, S. (2018): Schulung mit Marteloscopen. technische Umsetzung, Umfang und Schulungsinhalte. Hg. v. Staatsbetrieb Sachsenforst (SBS). Online verfügbar unter https://informatik.eu/sites/default/files/pdf/20180710_Sachsen_Marteloskope_Martens_Integrierte-Waldbautraining.pdf, zuletzt geprüft am 23.11.2020.
- MARTENS, S. (2021): Anlage Marteloskop-Sequenz Revier Eibenstock, Master-Arbeit Jonas Fiedler, 12.02.2021. E-Mail an Jonas Fiedler.
- MARTENS, S.; KÖRNER, M.; MÜNDER, K. (2017): Prognosen ohne Simulator – Wieviel Vereinfachung ist möglich? In: KLÄDTKE J. UND KOHNLE U. (Hg.): Tagungsbericht 2017. Berichte zur Jahrestagung. Jahrestagung. Untermarchtal, 29.-31.05.2017. Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten, Sektion Ertragskunde. Freiburg: 1–8.
- MARTIN, M.; RAYMOND, P.; BOUCHER, Y. (2021): Influence of individual tree characteristics, spatial structure and logging history on tree-related microhabitat occurrence in North American hardwood forests. In: *Forest Ecosystems* 8 (1).
- MATHIASSEN, R. L.; GARNETT, G. N.; CHAMBERS, C. L. (2004): A Comparison of Wildlife Use in Broomed and Unbroomed Ponderosa Pine Trees in Northern Arizona. In: *Western Journal of Applied Forestry* 19 (1): 42–46.
- MEIER, S. (2009): Beurteilung des ökologischen und ökonomischen Wertes von Habitatbäumen in Wirtschaftswäldern am Beispiel des Forstbetriebs Baden. Masterarbeit. Eidgenössische Technische Hochschule, Zürich.
- MERGNER, U. (2021): Das Trittsteinkonzept. Naturschutz-integrative Waldbewirtschaftung schützt die Vielfalt der Waldarten. 2. Auflage. Rauhenbrach: Euerbergverlag.
- MICHEL, A. K.; WINTER, S.; LINDE, A. (2011): The effect of tree dimension on the diversity of bark microhabitat structures and bark use in Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* var. *menziesii*). In: *Canadian Journal of Forest Research* 41 (2): 300–308.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA) (2005): Ecosystems and human well-being. Synthesis. A Report of the Millennium Ecosystem Assessment. Washington D.C.: Island Press.
- MÖHRING, B. (2010): Bewertungskonzept für Einzelbäume. In: *AFZ - Der Wald* 65 (14): 10–13.
- MÖLLER, A. (1922): Der Dauerwaldgedanke. Sein Sinn und seine Bedeutung. Berlin: Springer Verlag.
- MORDINI, M. (2009): Modellierung und Beurteilung der ökologischen und ökonomischen Wirkungen von waldbaulichen Eingriffen. Einrichtung zweier Marteloscope in eichenreichen Flächen. Masterarbeit. Eidgenössische Technische Hochschule, Zürich. Institut für Terrestrische Ökosysteme.
- MÜLLER, J.; BAUHUS, J.; DIETER, M.; MÖHRING, B.; NIEKISCH, M.; SCHRAML, U. et al. (2020a): Vorschläge für einen effizienten Waldnaturschutz in Deutschland. In: *AFZ - Der Wald* 75 (12): 19–22.

- MÜLLER, J.; BÜTLER, R. (2010): A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. In: *European Journal of Forest Research* 129 (6): 981–992.
- MÜLLER, J.; DIETER, M.; BAUHUS, J.; SPELLMANN, H.; MÖHRING, B.; WAGNER, S. et al. (2020b): Wege zu einem effizienten Waldnaturschutz in Deutschland. Stellungnahme. Hg. v. Wissenschaftlicher Beirat Waldpolitik und Wissenschaftlicher Beirat Biodiversität und Genetische Ressourcen beim BMEL. Berlin. Online verfügbar unter https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/_Ministerium/Beiraete/biodiversitaet/stellungnahme-effizienter-waldnaturschutz.pdf?__blob=publicationFile&v=3, zuletzt geprüft am 02.12.2021.
- MYERS, D. G. (2014): Psychologie. 3. Auflage. Berlin, Heidelberg: Springer Verlag.
- NIEDERMANN-MEIER, S.; MORDINI, M.; BÜTLER, R.; ROTACH, P. (2010): Habitatbäume im Wirtschaftswald: ökologisches Potenzial und finanzielle Folgen für den Betrieb. In: *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 161 (10): 391–400.
- OESTEN, G.; ROEDER, A. (2012): Management von Forstbetrieben. Management- und Informationssystem. Band II. 1. Aufl. Freiburg (2).
- OHNESORGE, D. (2019): Vermarktung und Verwendung von Weißtannenholz. Waldbauliche Potentiale der Weißtanne. ANW-Weißtannenoffensive, Arbeitsgemeinschaft Rohholzverbraucher. Güstrow. Online verfügbar unter https://anw-deutschland.de/eip/eip_media.php?f=2019_+Vortrag_Ohnesorge_WTa_Holzverwendung.pdf&m=430&i=3&fl=37042051, zuletzt geprüft am 17.02.2022.
- PACH, M.; PODLASKI, R. (2015): Tree diameter structural diversity in Central European forests with *Abies alba* and *Fagus sylvatica*: managed versus unmanaged forest stands. In: *Ecological Research* 30 (2): 367–384.
- PAILLET, Y.; ARCHAUX, F.; BOULANGER, V.; DEBAIVE, N.; FUHR, M.; GILG, O. et al. (2017): Snags and large trees drive higher tree microhabitat densities in strict forest reserves. In: *Forest Ecology and Management* 389: 176–186.
- PAILLET, Y.; COUTADEUR, P.; VUIDOT, A.; ARCHAUX, F.; GOSSELIN, F. (2015): Strong observer effect on tree microhabitats inventories: A case study in a French lowland forest. In: *Ecological Indicators* 49: 14–23.
- PAILLET, Y.; DEBAIVE, N.; ARCHAUX, F.; CATEAU, E.; GILG, O.; GUILBERT, E. (2019): Nothing else matters? Tree diameter and living status have more effects than biogeoclimatic context on microhabitat number and occurrence: An analysis in French forest reserves. In: *PloS one* 14 (5): e0216500.
- PALUCH, J.; BARTKOWICZ, L.; MOSER, W. K. (2019): Interspecific effects between overstorey and regeneration in small-scale mixtures of three late-successional species in the Western Carpathians (southern Poland). In: *European Journal of Forest Research* 138 (5): 889–905.
- PETER, J.; RUPPERT, O.; ROTHKEGEL, W. (2011): Vom Schatten ins Licht. Der Voranbau von Buche und Tanne als Mittel des Waldumbaus. In: *LWF aktuell – Magazin der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft und Mitgliederzeitschrift des Zentrums Wald-Forst-Holz Weihenstephan* 18 (80): 5–7, zuletzt geprüft am 22.11.2021.
- PETRITAN, I. C.; COMMARMOT, B.; HOBI, M. L.; PETRITAN, A. M.; BIGLER, C.; ABRUDAN, I. V.; RIGLING, A. (2015): Structural patterns of beech and silver fir suggest stability and resilience of the virgin forest Sinca in the Southern Carpathians, Romania. In: *Forest Ecology and Management* 356: 184–195.
- PICHLER, A. (2009): Didaktische Aufbereitung von Durchforstungseingriffen auf den Weiserflächen der Forstschule Latemar unter Anwendung des Waldwachstumssimulators MOSES 3.0. Masterarbeit. BOKU-Universität für Bodenkultur, Wien. Department für Wald- und Bodenwissenschaften - Institut für Waldbau.

- PODNER, T.; METZLER, B. (2009): Factors favouring broom rust infection in advance plantings of *Abies alba* in SW-Germany. In: *SDU Faculty of Forestry Journal A* (Special Issue): 182–186.
- POMMER, A. (2020): Hinweise zur geplanten Marteloskop-Anlage. Eibenstock, 06.11.2020. mündlich an Jonas Fiedler.
- POMMER, A.; BÖHME, J. (2018): Auszeichnungübung im Revier Eibenstock, Forstbezirk Eibenstock. In: *Der Dauerwald - Zeitschrift für naturgemäße Waldwirtschaft* (58): 38–40.
- POMMER, A.; TROMMER, K. P. (2022): Auswirkungen der Rotwildschälung auf das finanzielle Betriebsergebnis. Vorbereitungen zur ANW-Bundestagung 2014, 22.02.2022. E-Mail an Jonas Fiedler.
- POMMERENING, A. (2004): A review of the history, definitions and methods of continuous cover forestry with special attention to afforestation and restocking. In: *Forestry* 77 (1): 27–44.
- POMMERENING, A.; PALLARÉS RAMOS, C.; KĘDZIORA, W.; HAUFE, J.; STOYAN, D. (2018): Rating experiments in forestry: How much agreement is there in tree marking? In: *PloS one* 13 (3).
- POMMERENING, A.; VÍTKOVÁ, L.; ZHAO, X.; PALLARÉS RAMOS, C. (2015): Towards Understanding Human Tree Selection Behaviour. Swedish University of Agricultural Sciences (SLU). Umeå (*FOREST FACTS – Results from the Swedish University of Agricultural Sciences*, 9). Online verfügbar unter https://www.researchgate.net/publication/284719559_Towards_Understanding_Human_Tree_Selection_Behaviour, zuletzt geprüft am 26.01.2021.
- PRETZSCH, H. (2019): Grundlagen der Waldwachstumsforschung. 2. Auflage. Berlin, Heidelberg: Springer Verlag.
- PUTENSEN, A.; VON BLOMBERG, M. (2019): Alternative Konzepte von Habitatbaumausweisungen. In: *AFZ - Der Wald* 74 (21): 30–33.
- PYTTEL, P.; KRAUS, D.; SCHUCK, A.; KRUMM, F.; BAUHUS, J. (2018): Mit „Marteloskopen“ lehren und lernen. In: *AFZ - Der Wald* (4): 26–29.
- QUARTERONI, A.; BRÄNDLI, U.-B. (2017): Les dendromicrohabitats dans l'Inventaire Forestier National suisse. In: *Infoblatt der Arbeitsgruppe Waldplanung und –management* 17 (1): 10–14.
- R CORE TEAM (2020): R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. Wien. Online verfügbar unter <https://www.R-project.org>, zuletzt geprüft am 31.01.2022.
- RAMOS, C. P. (2016): Agreement or Chance: How Exact Are Tree Markings in Forest Management? Masterarbeit. Sveriges lantbruksuniversitet, Umeå. Institutionen för skoglig resurshushållning.
- REGER, B.; LACKNER, T.; ZAHNE; VOLKER (2020): Aktiv Totholz schaffen? Das Projekt Hochstümpfe in Bayern. In: *AFZ - Der Wald* 75 (21): 29–33.
- REGNERY, B.; COUVET, D.; KUBAREK, L.; JULIEN, J.-F.; KERBIRIOU, C. (2013): Tree microhabitats as indicators of bird and bat communities in Mediterranean forests. In: *Ecological Indicators* 34: 221–230.
- REHUSH, N.; ABEGG, M.; WASER, L.; BRÄNDLI, U.-B. (2018): Identifying Tree-Related Microhabitats in TLS Point Clouds Using Machine Learning. In: *Remote Sensing* 10 (11): 1735.
- REININGER, H. (2000): Das Plenterprinzip oder die Überführung des Altersklassenwaldes. Graz: Stocker Verlag.
- RIEDEL, T.; HENNIG, P.; KROIHER, F.; POLLEY, H.; SCHMITZ, F.; SCHWITZGEBEL, F. (2017): Die dritte Bundeswaldinventur (BWI 2012). Inventur- und Auswertungsmethoden. Johann Heinrich von Thünen-Institut - Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei - Thünen-Institut für Waldökosysteme. Eberswalde.

- ROHRBACH, E. (2013): Anzeichnung - Schlüssel zum Dauerwald. Anzeichnungsübung im Marteloskop von Boudry. In: *WALD und HOLZ - Zeitschrift für Wald, Waldwirtschaft, Holzmarkt und Holzverwendung* (7): 34–37.
- RUPPERT, O.; ROTHKEGEL, W. (2019): Marteloscope im Waldbautraining. Bayerische Forstverwaltung nutzt seit einem Jahr erfolgreich eine neue Methode in der Waldbau-Fortbildung. In: *LWF aktuell - Das Magazin der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft im Zentrum Wald-Forst-Holz Weihenstephan* 25 (123): 47–49, zuletzt geprüft am 22.11.2021.
- RUTISHAUSER, U. (2015): Qualitätssicherung beim praktischen Waldbau. In: *Zürcher Wald* 47 (6): 7–13.
- SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE (LFULG) (Hg.) (2015): Potentielle natürliche Vegetation (pnV) in Sachsen. Geoportal Sachsenatlas. Landschaftsökologie, Flächennaturschutz. Online verfügbar unter <https://geoviewer.sachsen.de/mapviewer/index.html?lang=de&service=https://geoportal.umwelt.sachsen.de/arcgis/services/natur/pnv/MapServer/WMServer%3F>, zuletzt geprüft am 11.02.2022.
- SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, ERNÄHRUNG UND FORSTEN (Hg.) (1997): Messung und Sortierung von Rohholz. 3. Auflage. Referat 53: Forstbetrieb.
- SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT (SMUL) (Hg.) (2008): Naturschutzgebiete in Sachsen. 1. Auflage. Dresden.
- SANTOPUOLI, G.; DI CRISTOFARO, M.; KRAUS, D.; SCHUCK, A.; LASSERRE, B.; MARCHETTI, M. (2019): Biodiversity conservation and wood production in a Natura 2000 Mediterranean forest. A trade-off evaluation focused on the occurrence of microhabitats. In: *iForest - Biogeosciences and Forestry* 12 (1): 76–84.
- SCHABER-SCHOOR, G. (2008): Wie viel Totholz braucht der Wald? Literaturrecherche für ein Altholz-, Totholz- und Habitatbaumkonzept. In: *AFZ - Der Wald* 63 (21): 1128–1129.
- SCHEFFERS, B. R.; EDWARDS, D. P.; DIOSMOS, A.; WILLIAMS, S. E.; EVANS, T. A. (2014): Microhabitats reduce animal's exposure to climate extremes. In: *Global change biology* 20 (2): 495–503.
- SCHIFFERDECKER; GESCHE (2020): "Naturschutz geht nicht ohne den Verzicht durch den Menschen" – Interview mit Förster Andreas Pommer. Hg. v. European Forest Institute (EFI). Resilience Blog. Online verfügbar unter <https://resilience-blog.com/2020/11/25/naturschutz-geht-nicht-ohne-den-verzicht-durch-den-menschen-interview-mit-forster-andreas-pommer/>, zuletzt aktualisiert am 25.11.2020, zuletzt geprüft am 20.11.2021.
- SCHLICHT, R. (2022): Überprüfung und Hinweise zur Poisson-Regression bei Zähldaten, 21.01.2022. E-Mail an Jonas Fiedler.
- SCHOLZ, H. (2021): Anfrage für mittlere Holzpreise des Staatsbetriebs Sachsenforst für das Jahr 2020, 30.04.2021. E-Mail an Jonas Fiedler.
- SCHUCK, A. (2021a): Vorgehenesbesprechung vor der Marteloskopanlage, allgemeine Hinweise zum Marteloskopprinzip und der Flächenanlage, 09.02.2021. Telefonat an Jonas Fiedler.
- SCHUCK, A. (2021b): Vorstellung aktueller Arbeitsstand, 09.02.2021. Telefonat an Jonas Fiedler.
- SCHUCK, A.; KRAUS, D.; KRUMM, F.; SCHMITT, H. (2015): Integrate+ Marteloscope – Kalibrierung waldbaulicher Entscheidungen. Hg. v. European Forest Institute (EFI) (*Integrate+ Technical Paper*, 1). Online verfügbar unter https://www.researchgate.net/publication/312489937_Integrate_Marteloscope_-_Kalibrierung_waldbaulicher_Entscheidungen, zuletzt geprüft am 24.01.2021.
- SCHUCK, A.; VARIS, S.; ZUDIN, S. (2019): 'I+ Manager' User Manual. European Forest Institute (EFI) (*Integrate+ Technical Report*, 1). Online verfügbar unter

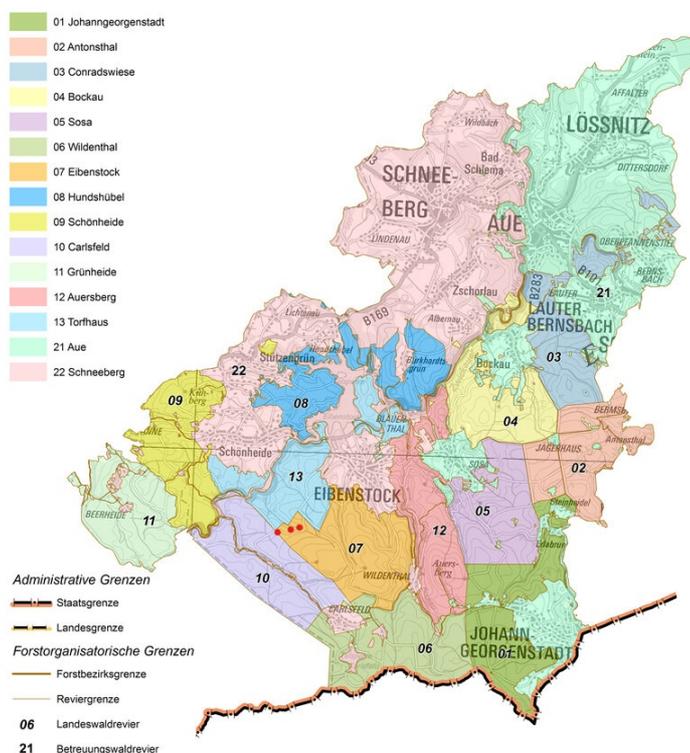
- http://iplus.efi.int/uploads/20200319_UserManual_I%2BManager.pdf, zuletzt geprüft am 04.02.2021.
- SCHULZ, D. (2013): Rote Liste und Artenliste Sachsens. Farn- und Samenpflanzen. Hg. v. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG). Referat Artenschutz. Dresden.
- SCHULZ, T.; COSYNS, H.; JOA, B. (2019): Denselben Wald mit verschiedenen Augen sehen: eine Marteloskop-Übung mit FörsterInnen und NaturschützerInnen. Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL); European Forest Institute (EFI); Albert-Ludwigs-Universität Freiburg. Online verfügbar unter https://www.umwelt.nrw.de/fileadmin/redaktion/PDFs/wald/waldbau_artikel.pdf, zuletzt geprüft am 11.01.2021.
- SCHÜRIG, R. O. (2015): Das Marteloskop Mooswald als Grundlage zur Beurteilung von betriebswirtschaftlichen und naturschutzfachlichen Aspekten in ehemaligen Eichen-Mittelwäldern. Masterarbeit. Albert-Ludwigs-Universität, Fakultät für Umwelt und natürliche Ressourcen, Freiburg.
- SCHUSSER, S. (2019): Etablierung von Weißtanne im Forstbezirk Eibenstock. Ausgangslage – Motivation – Strategien. ANW-Weißtannenoffensive, Staatsbetrieb Sachsenforst. Güstrow. Online verfügbar unter <https://anw-deutschland.de/eip/media/2019vortragsschussergustrow.pdf?fl=28750546>, zuletzt geprüft am 27.02.2022.
- SCHUSSER, S. (2021): Hintergrundinformationen zu den drei Marteloskopflächen in Abteilung 136, 137 und 138. Eibenstock, 26.11.2021. mündliche Mitteilung an Jonas Fiedler.
- SCHUSSER, S. (2022): Ertragsverluste durch Schädlingschäden im Sächsischen Landeswald, 01.03.2022. E-Mail an Jonas Fiedler.
- SCHÜTZ, J.-P. (1986): Charakterisierung des naturnahen Waldbaus und Bedarf an wissenschaftlichen Grundlagen. In: *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 137 (9): 747–760.
- SCHÜTZ, J.-P. (2001): Der Plenterwald und weitere Formen strukturierter und gemischter Wälder. Berlin: Parey Buchverlag.
- SCHÜTZ, J.-P. (2002): Die Plenterung und ihre unterschiedlichen Formen. Skript zu Vorlesung Waldbau II und Waldbau IV. Eidgenössische Technische Hochschule. Zürich. Online verfügbar unter <https://ethz.ch/content/dam/ethz/special-interest/usys/ites/walddmgmt-waldbau-dam/documents/Lehrmaterialien/Skripte/Waldbau/plenterskript-02-03>, zuletzt geprüft am 13.02.2021.
- SCHÜTZ, J.-P.; RÖHNISCH, F. (2003): Steuerung des Nachwuchses während der Überführung von gleichförmigen Fichten-Aufforstungsbeständen in Plenterwälder. In: KENK G. (Hg.): Beiträge zur Jahrestagung. Jahrestagung. Torgau, 02.-04.06.2003. Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten. Freiburg: 184–194.
- SCHÜTZ, J.-P.; SANIGA, M.; DIACI, J.; VRŠKA, T. (2016): Comparing close-to-nature silviculture with processes in pristine forests: lessons from Central Europe. In: *Annals of Forest Science* 73 (4): 911–921.
- SEIBOLD, S.; LEIBL, F.; MÜLLER, J. (2017): Besonnung und Totholzvielfalt – zwei ökologische Schlüsselgrößen. In: *AFZ - Der Wald* 72 (3): 25–26.
- SELTMANN, T.; SAMFAß, A.; HEISTERMANN, L.; FRANZ, S.; MARTENS, S. (2021): Ökologie und Ökonomie auf 100 x 100 m im Blick. Marteloskope als Schulungsflächen für die Forsteinrichtung und die integrative Waldbewirtschaftung Sachsens. In: STAATSBETRIEB SACHSENFORST (SBS) (Hg.). Graupa (Forstjournal, 3): 4–7.
- SOUCY, M.; ADÉGBIDI, H. G.; SPINELLI, R.; BÉLAND, M. (2016): Increasing the effectiveness of knowledge transfer activities and training of the forestry workforce with martelosopes. In: *The Forestry Chronicle* 92 (04): 418–427.

- SPINELLI, R.; MAGAGNOTTI, N.; PARI, L.; SOUCY, M. (2016): Comparing Tree Selection as Performed by Different Professional Figures. In: *Forest Science* 62 (2): 213–219.
- STAATSBETRIEB SACHSENFORST (SBS) (Hg.) (2013): Richtlinie zu den Waldentwicklungstypen im Staatswald des Freistaates Sachsen (Teil 1). Online verfügbar unter https://www.smul.sachsen.de/foerderung/download/gekuerzte_Fassung_RL_Waldentwicklungstypen.pdf, zuletzt geprüft am 12.11.2021.
- STAATSBETRIEB SACHSENFORST (SBS) (Hg.) (2014): Totholzvorrat [m³/ha] nach Totholztyp und Baumartengruppe Totholz. Ergebnisse der Bundeswaldinventur 3. Referat 44: Forsteinrichtung, Waldbewertung, Waldinventuren (*Auswertetabellen*, 1.16.4). Online verfügbar unter https://www.wald.sachsen.de/1_16_4_Totholzvorrat_nach_Totholztyp_und_Baumartengruppe_Totholz_m3_pro_ha_final.pdf, zuletzt geprüft am 17.02.2022.
- STAATSBETRIEB SACHSENFORST (SBS) (Hg.) (2017): Bewahren und Entwickeln. Naturschutzkonzept des Staatsbetriebes Sachsenforst für den sächsischen Landeswald. Graupa. Online verfügbar unter <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/29737/documents/43435>, zuletzt geprüft am 12.01.2022.
- STAATSBETRIEB SACHSENFORST (SBS) (Hg.) (2018a): Forstbezirk Eibenstock. Übersichtskarte des Forstbezirks (Stand: 01.01.2018). Online verfügbar unter https://www.sbs.sachsen.de/img/FoB_Eibenstock_Revieruebersichtskarte_1460_rdax_780x843_87.jpg, zuletzt geprüft am 04.03.2022.
- STAATSBETRIEB SACHSENFORST (SBS) (Hg.) (2018b): Waldbiotope in Sachsen mit Biotopblatt. Geoportal Sachsenatlas. Referat FGIS/ Kartographie/ Vermessung. Online verfügbar unter https://geoviewer.sachsen.de/mapviewer/index.html?lang=de&service=https://www.geodienste.sachsen.de/wms_sbs_waldbiotope/guest, zuletzt geprüft am 28.01.2022.
- STAATSBETRIEB SACHSENFORST (SBS) (Hg.) (2018c): Waldfunktionen in Sachsen. Geoportal Sachsenatlas. Referat FGIS/ Kartographie/ Vermessung. Online verfügbar unter <https://geoviewer.sachsen.de/mapviewer/index.html?lang=de&service=https://www.forsten.sachsen.de/kartendienste/waldfunktionen/MapServer/WMSServer>, zuletzt geprüft am 11.02.2022.
- STAATSBETRIEB SACHSENFORST (SBS) (Hg.) (2019): Bewirtschaften - Bewahren - Gestalten. Imagebroschüre. Aufgaben, Standorte und Struktur von Sachsenforst. Geschäftsleitung, Referat Umweltbildung, Waldpädagogik und Öffentlichkeitsarbeit. Online verfügbar unter <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/27088/documents/51462>, zuletzt geprüft am 20.02.2022.
- STAATSBETRIEB SACHSENFORST (SBS) (Hg.) (2021a): Sachsenforst 2020. Jahresbericht. Graupa. Online verfügbar unter <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/39252/documents/60482>, zuletzt geprüft am 20.02.2022.
- STAATSBETRIEB SACHSENFORST (SBS) (Hg.) (2021b): Wir schaffen Vielfalt im Wald. Beispielreviere für eine integrative naturgemäße Waldbewirtschaftung bei Sachsenforst. Graupa. Online verfügbar unter <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/39174/documents/60272>, zuletzt geprüft am 12.01.2022.
- STERBA, H.; SCHÖN, B. (1982): Der Schneebruch 1979 in Fichtenbeständen Oberösterreichs. Diplomarbeit. BOKU-Universität für Bodenkultur, Wien.
- STIERS, M. (2020): Quantifying stand structure and structural complexity along a management gradient in temperate forests. Dissertation. Georg-Ludwig-Universität, Göttingen. Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie.
- STOCKER, R. (2017): Das dicke Ende eines Wahrspruches!? In: *Der Dauerwald - Zeitschrift für naturgemäße Waldwirtschaft* (55): 59–62.
- STOCKER, R. (2018): Turnus und Hiebmenge im Dauerwald. In: *Der Dauerwald - Zeitschrift für naturgemäße Waldwirtschaft* (57): 70–73.

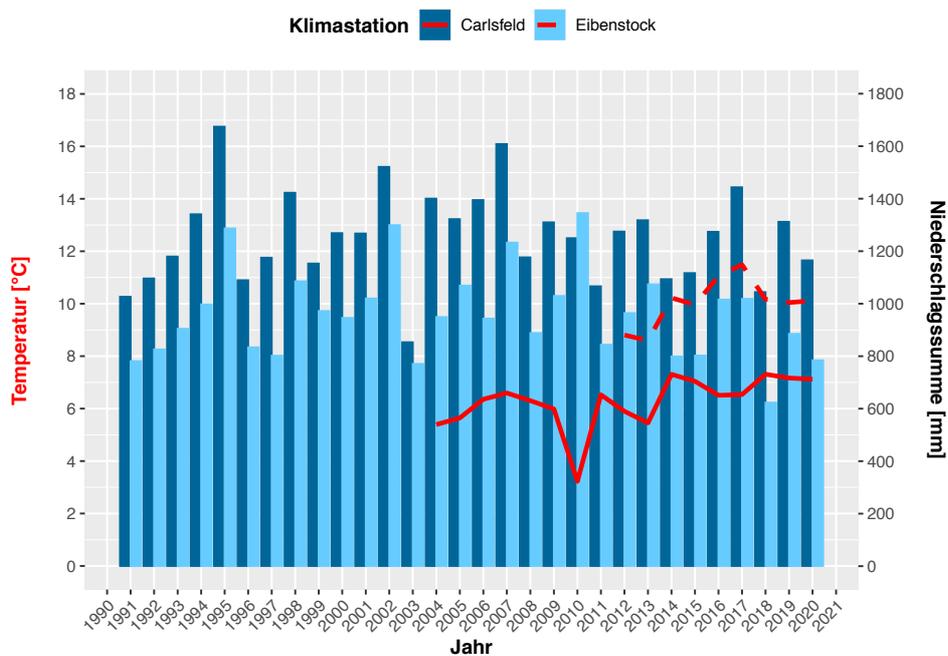
- THORMANN, J.-J.; ALLENSPACH-SCHLISSBACH, K.; BUGMANN, H.; FREHNER, M.; JUNOD, P.; ROSSET, C.; KÜHNE, K. (2019): Bedeutung von Marteloskopien für Praxis und Lehre in der Schweiz. In: *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 170 (2): 60–68.
- UHL, E.; HILMERS, T.; PRETZSCH, H. (2021): From Acid Rain to Low Precipitation: The Role Reversal of Norway Spruce, Silver Fir, and European Beech in a Selection Mountain Forest and Its Implications for Forest Management. In: *Forests* 12 (7): 894.
- VACEK, Z.; CUKOR, J.; LINDA, R.; VACEK, S.; ŠIMŮNEK, V.; BRICHTA, J. et al. (2020): Bark stripping, the crucial factor affecting stem rot development and timber production of Norway spruce forests in Central Europe. In: *Forest Ecology and Management* 474: 118360.
- VASILIAUSKAS, R. (2001): Damage to trees due to forestry operations and its pathological significance in temperate forests: a literature review. In: *Forestry* 74 (4): 319–336.
- VÍTKOVÁ, L.; BAČE, R.; KJUČUKOV, P.; SVOBODA, M. (2018): Deadwood management in Central European forests: Key considerations for practical implementation. In: *Forest Ecology and Management* 429: 394–405.
- VÍTKOVÁ, L.; NÍ DHUBHÁIN, Á.; POMMERENING, A. (2016): Agreement in Tree Marking: What Is the Uncertainty of Human Tree Selection in Selective Forest Management? In: *Forest Science* 62 (3): 288–296.
- VON BLOMBERG, M.; MÖHRING, B. (2018): Vertragsnaturschutz aus forstbetrieblicher Sicht. WaVerNa-Verbundprojekt 73 (21): 24–27.
- VON GADOW, K. (2005): Forsteinrichtung. Analyse und Entwurf der Waldentwicklung. Göttingen: Universitätsverlag Göttingen (Universitätsdrucke Göttingen).
- VON GRUBER, F. (1995): Morphologie der Weißtanne (*Abies alba* Mill.). In: *Flora* 190 (1): 45–64.
- VIDOT, A.; PAILLET, Y.; ARCHAU, F.; GOSSELIN, F. (2011): Influence of tree characteristics and forest management on tree microhabitats. In: *Biological Conservation* 144 (1): 441–450.
- WEIDIG, J.; WAGNER, S.; HUTH, F. (2014): Qualitätsentwicklung von Buchenvoranbauten (*Fagus sylvatica* L.) im Thüringer Wald nach unplanmäßigem sturmbedingtem Verlust des Fichtenschirms. In: *forstarchiv* 85 (4): 122–133.
- WEILENMANN, R. (2017): Umstellung vom schlagweisen Hochwald zum Dauerwald. In: *Zürcher Wald* 49 (3): 22–25.
- WENDLANDT, M. (2019): Konzept zur Anlage und langfristigen Unterhaltung von Marteloskopien im Forstbezirk Eibenstock. Bachelorarbeit. Fachhochschule, Erfurt.
- WILSON, J. B. (2011): The twelve theories of co-existence in plant communities: the doubtful, the important and the unexplored. In: *Journal of Vegetation Science* 22 (1): 184–195.
- WINTER, S.; BEGEHOLD, H.; HERRMANN, M.; FLADE, M.; LÜDERITZ, M.; MÖLLER, G.; RZANNY, M. C. (2017): Praxishandbuch - Naturschutz im Buchenwald. Naturschutzziele und Bewirtschaftungsempfehlungen für reife Buchenwälder Nordostdeutschlands. 3. Auflage. Angermünde: Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin.
- WINTER, S.; MÖLLER, G. C. (2008): Microhabitats in lowland beech forests as monitoring tool for nature conservation. In: *Forest Ecology and Management* 255 (3-4): 1251–1261.
- ZINGG, A. (2005): Ertragskunde – Waldbau auf wissenschaftlicher Grundlage. Plädoyer für einen akademisch abgestützten Waldbau. In: *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 156 (12): 510–515.
- ZUDIN, S. (2021): Hilfestellungen und Hinweise zur Volumenkalkulation, der Benutzung des I+-Managers und dem Upload der Marteloskopflächen, 05.08.2021. mündliche Mitteilung an Jonas Fiedler. Videokonferenz.

Anhang

Anhang A – Material und Methoden



Anhang A - 1: Revierkarte des Forstbezirks Eibenstock mit grober Lage der drei Marteloskope (rote Punkte) (verändert nach SBS 2018a)



Anhang A - 2: Klimadiagramm mit Jahresmitteltemperatur [°C] und Jahresniederschlagssumme [mm] für die Klimastationen an den Talsperren Carlsfeld und Eibenstock von 1991 bis 2020 (LTV 2021)



Anhang A - 3: Bodenprofile der drei Marteloskope in Abteilung 138, 136 und 137 (von links nach rechts). Ein roter bzw. weißer Balken entspricht 10 cm. Es handelt sich auf den ersten beiden Flächen um einen Braunpodsol und in Abteilung 137 um einen Podsol. Gut erkennbar ist die grusige Textur der Profile bedingt durch das Ausgangsgestein des Eibenstocker Granits. Große Skelettanteile sind vorhanden. Alle drei Flächen sind als terrestrische, ziemlich arm nährstoffversorgte, frische bis mäßig frische Standorte der Standortsformengruppe T Z 1-2 kartiert.



Anhang A - 4: repräsentative Bestandesbilder der Marteloskope in Abteilung 138, 136 und 137 (von oben nach unten)



Anhang A - 5: repräsentative Kronensituationen der Marteloskope in Abteilung 138, 136 und 137 (von oben nach unten)

Anhang A - 6: Formzahlen nach BHD und Höhe für die vorkommenden Baumarten der Marteloskope (LVWA SACHSEN-ANHALT 2011)

Baumart	ab BHD-Stufe... [cm]	ab Höhen-Stufe... [m]	Formzahl
<i>Picea abies;</i> <i>Abies alba</i>	0		0,44
	10		0,50
	15		0,52
	20		0,51
	25		0,50
	30	0	0,48
	40		0,47
	50		0,46
	60		0,44
	70		0,40
	80		0,38
<i>Fagus sylvatica,</i> <i>Acer pseudoplatanus</i>		0	0,45
		15	0,47
	0	20	0,48
		25	0,49
		0	0,48
	15	15	0,49
		20	0,50
		25	0,49
		0	0,49
		15	0,50
	30	20	0,51
		25	0,51
		30	0,51
		35	0,51
		15	0,51
		20	0,51
	40	25	0,51
		30	0,52
		35	0,52
		40	0,52
		25	0,52
	50	30	0,52
		35	0,52
		40	0,52
	30	0,52	
60	35	0,53	
	40	0,53	
	30	0,53	
70	35	0,53	
	40	0,53	
<i>Alnus glutinosa,</i> <i>Sorbus aucuparia,</i> <i>Sambucus racemosa</i>	0		0,50
	15		0,48
	20		0,43
	25	0	0,41
	30		0,40
	50		0,39

Anhang A - 7: Rindenabzüge [cm] nach Stärkeklasse für die vorkommenden Baumarten der Marteloskope (SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, ERNÄHRUNG UND FORSTEN 1997)

Baumart	Stärkeklasse	Rindenabzug [cm]
<i>Picea abies</i> , <i>Abies alba</i>	0 - 2b	1
	3a - 4	2
	≥ 5	3
<i>Fagus sylvatica</i> , <i>Acer pseudoplatanus</i> , <i>Alnus glutinosa</i> , <i>Sorbus aucuparia</i> , <i>Sambucus racemosa</i>	0 - 3b	1
	≥ 4	2

Anhang A - 8: gutachterlich geschätzte Holzverkaufspreise für den Staatsbetrieb Sachsenforst im gesamten Jahr 2020 (SCHOLZ 2021) - alle Werte exklusive Umsatzsteuer. Die regional stark schwankenden Brennholzpreise liegen im Mittel bei 15 €/Rm m.R. für Nadelholz bzw. 25 €/Rm m.R. für Laubholz und wurden mit dem Faktor 0,65 auf EFm o.R. umgerechnet (SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, ERNÄHRUNG UND FORSTEN 1997).

Baumart	Stärkeklasse	Preis für Nadel- bzw. Laub-Stammholz nach Qualitätsklasse				Brennholzpreis
		[€/EFm o.R.]				[€/EFm o.R.]
		A	B	C	D/PAL	BH
<i>Picea abies</i> , <i>Abies alba</i>	0	-	-	-	-	23,08
	1a	-	20,00	20,00	20,00	23,08
	1b	-	45,00	45,00	25,00	23,08
	2a	-	55,00	55,00	33,00	23,08
	2b	-	63,00	63,00	38,00	23,08
	3a	-	63,00	63,00	38,00	23,08
	3b	100,00	63,00	63,00	38,00	23,08
	4	110,00	63,00	63,00	38,00	23,08
5	120,00	63,00	63,00	38,00	23,08	
≥6	130,00	63,00	63,00	38,00	23,08	
<i>Fagus sylvatica</i>	0 - 2b	-	-	-	-	38,46
	3a	85,00	65,00	60,00	60,00	38,46
	3b	90,00	70,00	60,00	60,00	38,46
	4	115,00	95,00	70,00	62,00	38,46
	5	150,00	130,00	75,00	62,00	38,46
	≥6	160,00	140,00	75,00	62,00	38,46
<i>Acer pseudoplatanus</i>	0 - 2b	-	-	-	-	38,46
	3a	-	83,00	83,00	-	38,46
	3b	-	83,00	83,00	-	38,46
	4	190,00	190,00	85,00	62,00	38,46
	5	300,00	300,00	110,00	62,00	38,46
	≥6	320,00	320,00	115,00	62,00	38,46
<i>Alnus glutinosa</i>	0 - 2b	-	-	-	-	38,46
	3a	65,00	65,00	60,00	-	38,46
	3b	75,00	75,00	65,00	-	38,46
	4	90,00	90,00	65,00	-	38,46
	5	120,00	120,00	67,00	-	38,46
	≥6	130,00	130,00	70,00	-	38,46
<i>Sorbus aucuparia</i> , <i>Sambucus racemosa</i>	alle STKL	-	-	-	-	38,46
Wichtig: Da im Forstbetrieb eine Industrievermeidungsstrategie festgelegt wurde, wird in praxi kein Laub- und Nadelindustrieholz ausgehalten, sodass die Sortimente IL (N/F/K) und IS (N/F/K) nicht aufgeführt werden.						

Anhang A - 9: hierarchische Eingliederung der Baummikrohabitate mit Code und Beschreibung nach dem Katalog der Baummikrohabitate (KRAUS et al. 2016a). Zur Habitatwertberechnung ist jedem Mikrohabitat ein Größewert S_j, ein Seltenheitswert R_j und ein von der Entstehungsdauer abhängiger Entwicklungswert D_j zugeordnet.

Mikrohabitatform	Mikrohabitatgruppe	Code	Beschreibung	Größewert S _j	Seltenheitswert R _j	Entwicklungswert D _j	
saproxyliche TreMs	Spechthöhlen	CV11	ø=4 cm	2	4	2	
		CV12	ø=5-6 cm (Grünspecht, Buntspecht)	3	4	3	
		CV13	ø>10 cm (Schwarzspecht)	4	4	4	
		CV14	Spechtfraßlöcher ø≥10 cm, Eingang > Innenraum	1	3	1	
		CV15	Höhlenetagen >3 Höhlen auf 2 m Stammlänge	5	5	5	
	Höhlen / Höhlungen (CV)	Stamm- und Mulmhöhlen	CV21	Baumhöhle mit Mulm + Bodenkontakt ø≥10 cm	2	5	5
			CV22	Baumhöhle mit Mulm + Bodenkontakt ø≥30 cm	5	5	5
			CV23	Baumhöhle mit Mulm ø≥10 cm	2	5	4
			CV24	Baumhöhle mit Mulm ø≥30 cm	5	5	4
		CV25	halboffene Stammhöhle (Niederschlag dringt ein) ø≥30 cm	2	4	4	
		CV26	hohler Stamm / Kaminast ø≥30 cm	1	4	4	
		Asthöhlen	CV31	Faulhöhle durch Astabbruch, Fäule > Überwallungø, ≥5 cm	1	4	4
	CV32		Faulhöhle durch Astabbruch, Fäule > Überwallungø, ≥10 cm	4	4	4	
	CV33		hohler Ast an Astbruchstelle ø≥10 cm	4	5	4	
	Wassertöpfe (Dendrotelme)	CV41	am Stammfuß ø≥3 cm	1	2	4	
		CV42	am Stammfuß ø≥15 cm	2	3	4	
		CV43	in Krone ø≥5 cm	3	3	4	
		CV44	in Krone ø≥15 cm	4	3	4	
	Insektengalerien und Bohrlöcher	CV51	Insektengalerie (Xylophage) aus einzelnen kl. Bohrlöchern	1	3	1	
		CV52	große Insektenbohrlöcher ø≥2 cm	4	4	1	
	Stammverletzungen und Bruchwunden (IN)	Splintholz freiliegend	IN11	freiliegendes Splintholz 25-600 cm ² , Zerfallsstufe <3	1	1	3
			IN12	freiliegendes Splintholz >600 cm ² , Zerfallsstufe <3	2	1	3
			IN13	freiliegendes Splintholz 25-600 cm ² , Zerfallsstufe =3	3	1	3
			IN14	freiliegendes Splintholz >600 cm ² , Zerfallsstufe =3	4	1	3
		Kernholz freiliegend / Stamm- und Kronenbrüche	IN21	Stammbruch am lebenden Baum, 2.-Krone, Bruchstelle ø≥20cm	2	4	3
			IN22	Kronenbruch/Zwieselbruch/Kernholz freiliegend ≥300 cm ²	4	4	3
			IN23	Starkast- oder Stämmingsabbruch, Bruchstelle ø≥20 cm	4	3	3
			IN24	Splitterstamm, Bruchstelle ø≥20 cm	4	5	3
		Risse und Narben	IN31	Riss/Spalte, Länge x Breite x Tiefe ≥ 30x1x10 cm	2	5	5
			IN32	Riss/Spalte, Riss/Spalte, Länge x Breite x Tiefe ≥ 100x1x10 cm	3	5	5
	IN33		Blitzrinne	4	5	5	
	IN34		Brandnarbe Stammfuß ≥ 600 cm ²	4	5	5	

Rinde (BA)	Rindentaschen	BA11	Öffnung unten, Länge x Breite x Tiefe > 1x10x10 cm	3	5	5		
		BA12	Öffnung oben + Mulm, Länge x Breite x Tiefe > 1x10x10 cm	1	5	5		
		BA13	grobe, zerklüftete Rindenstruktur (BA-spezifisch)	1	3	3		
Totholz (DE)	Totäste / Kronentotholz	DE11	besonnt, ø10-20 cm, ≥50 cm lang	1	3	4		
		DE12	besonnt, ø>20 cm, ≥50 cm lang	2	3	4		
		DE13	unbesonnt, ø10-20 cm, >50 cm lang	1	2	4		
		DE14	unbesonnt, ø>20 cm, ≥50 cm lang	2	2	4		
		DE15	abgestorbene Kronenspitze ø≥10 cm	1	3	3		
Deformierung / Wuchsform (GR)	Stammfußhöhlen und Stammspalten	GR11	Stammfußhöhle (natürl.+unfaul) aufgr. Wurzelanlauf, ø≥5 cm	1	1	2		
		GR12	Stammfußhöhle (natürl.+unfaul) aufgr. Wurzelanlauf, ø≥10 cm	1	1	2		
		GR13	Stammspalte (natürl.+unfaul) aufgr. Wuchsform, ≥30 cm lang	2	2	2		
	Hexenbesen	GR21	ø≥50 cm	2	5	3		
		GR22	dichte Anhäufung/markant, z. B. als Maserknollen	3	3	3		
	Krebse	GR31	ø>20 cm	2	4	2		
		GR32	im Zerfallsstadium/mit Nekrosen ø>20 cm	2	2	2		
	epixylische TreMs	Epiphyten (EP)	Pilzfruchtkörper	EP11	Porlinge einjährig, ø>5 cm, meist dünn	3	4	2
				EP12	Porlinge mehrjährig, ø>10 cm	4	5	4
				EP13	Ständerpilze+Chamignonartige (z.B. Austernseitling...), ø>5 cm	2	3	2
EP14				große Ascomyceten/Schmarotzer, ø>5 cm, kohleartig	4	5	4	
weitere Epiphyten		EP21	ø>5 cm	3	4	2		
		EP31	Moose, Bedeckungsgrad >25 %	1	3	1		
		EP32	Flechten, Bedeckungsgrad >25 %	2	4	2		
		EP33	Lianen/Kletterpflanzen, Bedeckungsgrad >25 %	3	5	3		
		EP34	epiphytische Farne, >5 Wedel	2	3	3		
		EP35	Misteln	3	5	4		
Nester (NE)	Nester	NE11	Nester großer Wirbeltiere, ø>80 cm	4	4	3		
		NE12	Nester kleiner Wirbeltiere, ø>10 cm	1	2	2		
		NE13	Nester wirbelloser Tiere (Larvennester, Ameisen, Bienen, ...)	3	5	3		
Andere (OT)	Saft- und Harzfluss	OT11	Saftfluss LH, >50 cm	4	5	3		
		OT12	Harzfluss NH, >50 cm	1	3	2		
	Mikroböden	OT21	in Krone	4	5	4		
		OT22	in Rinde	3	5	3		

Marteloskop-Catena Revier Eibenstock

Hintergrundinformationen



Übungsziele

- ▶ Einführung des waldbaulichen Schulungswerkzeuges „Marteloskop“
- ▶ Diskussion des vergangenen und zukünftigen waldbaulichen Vorgehens in Überführungsbeständen
- ▶ Sensibilisierung für Mikrohabitate bei der waldbaulichen Entscheidungsfindung

Daten zur Marteloskop-Catena

Anlage	März - April 2021
Ansprechpartner	Revierleiter Andreas Pommer (Andreas.Pommer@smekul.sachsen.de)
Lokalität	Abteilung 136, 137 & 138 im Forstbezirk Eibenstock
dynamische Klimastufe	II - sehr frisch bis feucht und mäßig kühl - höhere Lagen
Wuchsgebiet	4501 - Westliches Oberes Erzgebirge
Höhe	= 735 m ü.NN.
Jahresmitteltemperatur	8,3 °C (seit 2011)
Niederschlagssumme	1045 mm
Ausrichtung	Nord-(West)-Hang
Bodentyp	Braunpodsole (Abt. 138 & 136) und Podsol (Abt. 137)
Ausgangsgestein	Eibenstocker Granit
Trophie	Z - ziemlich arm (Bodengruben: eher A-Trophie)
Standortsformengruppe	T 1-2 terrestrische, frischere bis mäßig frische Standorte
Substratfeuchtestufe	speichertrocken
Ansprache Mikrohabitate	Katalog der Baummikrohabitate (KRAUS et al., 2016)
Holzpreise	gutachterliche Durchschnittsholzpreise von Sachsenforst im Jahr 2020 (SCHOLZ, 2020)

Ablaufplan

1. Einführung in den Naturraum
2. Marteloskop - Was ist das?
3. Softwareeinführung - Wie geht das?
4. Übungen und Diskussion in Abteilung 137 - Bergmischwald als Zielbild
5. Übungen und Diskussion in Abteilung 138 - Ausgangssituation
6. Übungen und Diskussion in Abteilung 136 - Prozess der Überführung
7. Abschluss- & Feedbackrunde

Bei Fragen bitte immer fragen! ☺

Marteloskop-Catena Revier Eibenstock
Vorgehens- und Aufgabenbeschreibung



Abteilung 137 - Bergmischwald als Zielbild

1. Zielbild erschaffen (10 min)

Reflektieren Sie die Bestandesgeschichte und den aktuellen Zustand mit dessen Struktur.
Gehen Sie dazu erst einmal durch den Bestand...orientieren Sie sich...Was fällt Ihnen auf?

Schätzen Sie nun für den Bestand ...

- ... das **Alter** der ältesten Bäume _____ Jahre
... den **Vorrat** / ha _____ VFm / ha
... die **Oberhöhe** Buchen _____ m; Tannen _____ m; Fichten _____ m
... das **Totholzvolumen** _____ m³stehend / ha _____ m³liegend / ha

2. Baumauswahl (20 min)

Nachdem Sie die Bestandesstruktur erfasst haben, versuchen Sie sich dieser nun interaktiv im Tablet zu nähern.

- ▶ Weisen Sie dazu insgesamt die **5** für Sie **ökologisch wertvollsten Habitatbäume oder Habitatbaumanwärter** aus.
(Markierung im Tablet als „Habitatbaum“)
- ▶ Weisen Sie weiterhin die **3** für Sie **ökonomisch wertvollsten Bäume** - „Geldbäume“ - aus.
(Markierung im Tablet als „Z-Baum“)
- ▶ Finden Sie zudem **2 Konfliktbäume**, welche Sie gern im nächsten Einschlag nutzen würden, diese aber aus Ihrer Sicht auch einen hohen ökologischen Wert aufweisen.
(Markierung im Tablet als „Zieldurchmesser“)

3. Diskussion

- Präsentation der Bestandesdaten & Austausch über Bestandesstruktur
- Abgleich der Auswahlbäume - Gibt es Favoriten? Wie wurde vorgegangen? War die Wahl schwer? ...

Marteloskop-Catena Revier Eibenstock

Vorgehens- und Aufgabenbeschreibung



Abteilung 138 - Ausgangssituation

1. kurze Bestandesbeschreibung (ca. 10 min)

Gehen Sie kurz durch den Bestand...orientieren Sie sich...Was fällt Ihnen auf?

Nennen Sie **5 treffende Wortgruppen oder Adjektive**, welche Ihren forstlichen und auch nicht-forstlichen Eindruck vom Bestand wiedergeben.

- ▶ _____
- ▶ _____
- ▶ _____
- ▶ _____
- ▶ _____

Schätzen Sie nun für den Bestand ...

... das **Alter** der ältesten Bäume _____ Jahre

... den **Vorrat** / ha _____ VFm / ha

... die **Oberhöhe** _____ m

... das **Totholzvolumen** _____ m³stehend / ha _____ m³liegend / ha

2. Anzeichnung (ca. 60 min)

Setzen Sie sich zunächst **gedanklich** waldbauliche Ziele und zugehörige Maßnahmen aus kurz-, mittel- bzw. langfristiger Sicht. Denkanstoß: Welche Risiken existieren und welche Entwicklungschancen erkennen Sie?

Zeichnen Sie nun die Marteloskopfläche virtuell im Tablet im Sinne einer **Überführung** möglichst heterogen, stabilitätswahrend und mit einer für Sie ausreichenden Anzahl an Habitatbäumen oder Habitatbaumanwärttern an. Es soll der **nächste Eingriff** bei insgesamt 2 Eingriffen pro Jahrzehnt (aller 5 Jahre) angezeichnet werden.

Geben Sie bitte auch einen aus Ihrer Sicht erstrebenswerten langfristigen **Optimalvorrat** an: _____ VFm / ha

3. Diskussion

- Präsentation & Vergleich der Anzeichnungsergebnisse
- Welche künftigen waldbaulichen Herausforderungen / Aufgaben / Maßnahmen lassen sich identifizieren?
Wie ist evtl. auch das zurückliegende waldbauliche Vorgehen zu bewerten?

Marteloskop-Catena Revier Eibenstock

Vorgehens- und Aufgabenbeschreibung



Abteilung 136 - Überführung

1. Bestandesbeschreibung (ca. 10 min)

Reflektieren Sie die Bestandesgeschichte und den aktuellen Zustand mit dessen Struktur.
Gehen Sie dazu erst einmal durch den Bestand...orientieren Sie sich...Was fällt Ihnen auf?

Schätzen Sie nun für den Bestand ...

... das **Alter** der ältesten Bäume _____ Jahre & der Voranbauten _____ Jahre
... den **Vorrat** / ha _____ Vfm / ha
... die **Oberhöhe** _____ m
... das **Totholzvolumen** _____ m³stehend / ha _____ m³liegend / ha

2. Zielsystem ableiten und begründen (ca. 15 min)

Welche waldbaulichen Ziele setzen Sie sich für diesen Bestand? Wo wollen Sie kurz-, mittel- und langfristig hin, welche Risiken existieren und welche Entwicklungschancen erkennen Sie?

Nennen Sie Ihre (max.) **6 wichtigsten waldbaulichen Ziele**:

- | | |
|---------|---------|
| ▶ _____ | ▶ _____ |
| ▶ _____ | ▶ _____ |
| ▶ _____ | ▶ _____ |

Nennen Sie Ihre **beabsichtigten Maßnahmen** nach Zeithorizonten, um zu den geplanten Zielen zu kommen.

kurzfristig - im Rahmen der aktuellen Maßnahme (2 Eingriffe / Jahrzehnt) werde ich konkret:

- | | |
|---------|---------|
| ▶ _____ | ▶ _____ |
| ▶ _____ | ▶ _____ |

Geben Sie bitte auch die passende **Eingriffsstärke**, mit welcher Sie rechnen, an: _____ Vfm / ha

mittel- bis langfristig - im Rahmen der nächsten 10 Jahre bzw. darüber hinaus im Rahmen der Betriebsziele werde ich:

- | | |
|---------|---------|
| ▶ _____ | ▶ _____ |
| ▶ _____ | ▶ _____ |

3. Anzeichnung (ca. 30 min)

Zeichnen Sie die Marteloskopfläche virtuell im Tablet im Sinne einer **Überführung** so an, dass Sie im gesetzten **Zielkorridor** mit der Entnahmestärke landen. Wählen Sie mindestens **4 Habitatbäume** oder Habitatbaumanwärter aus.

4. Diskussion

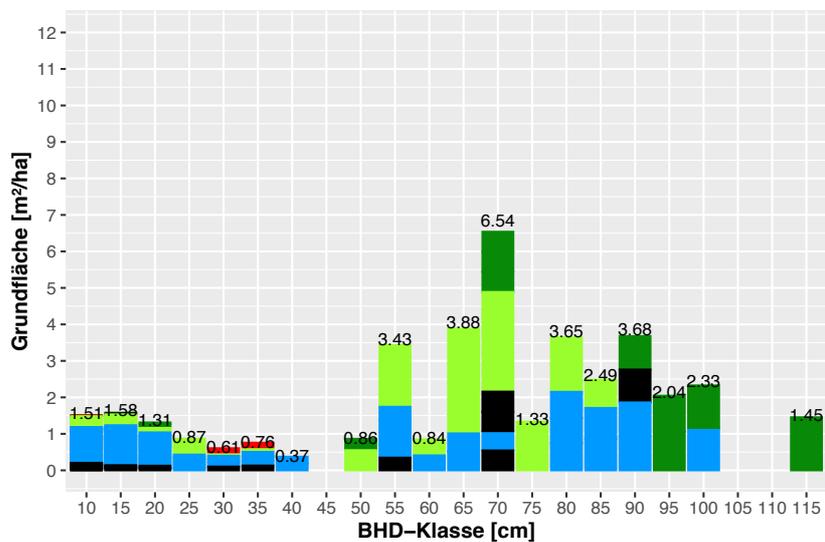
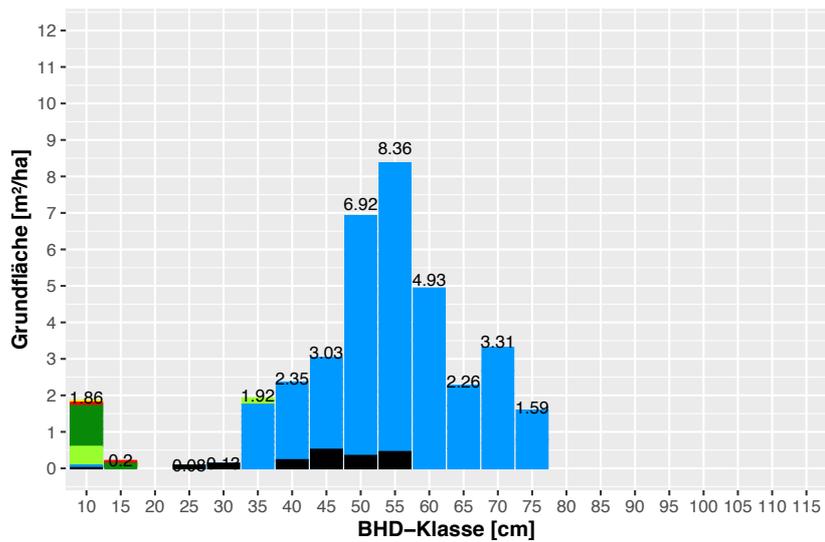
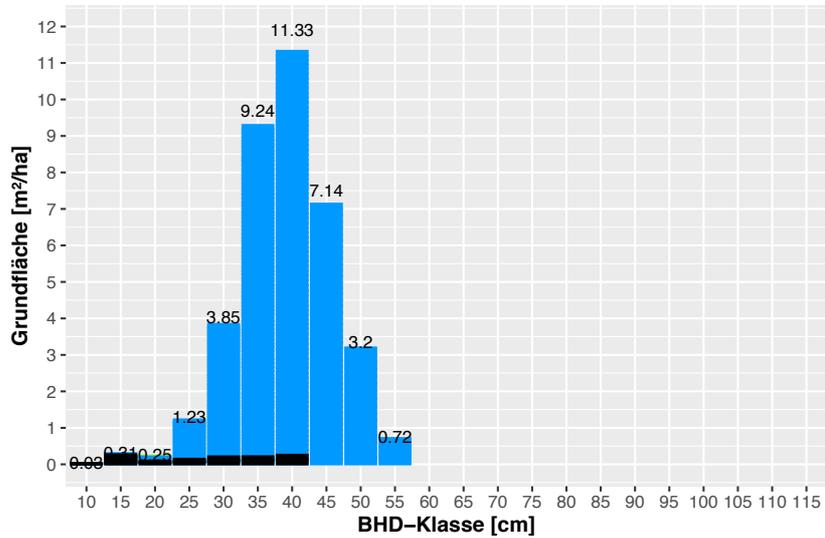
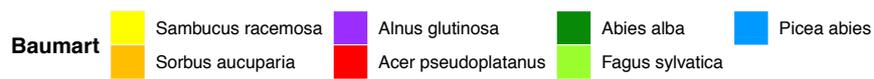
- Präsentation & Vergleich der Anzeichnungsergebnisse - Zielkorridor erreicht? Habitatbaumwahl?
- Welche künftigen waldbaulichen Herausforderungen / Aufgaben / Maßnahmen lassen sich identifizieren?
Wie ist evtl. auch das zurückliegende waldbauliche Vorgehen zu bewerten?

Handout: Jonas Fiedler

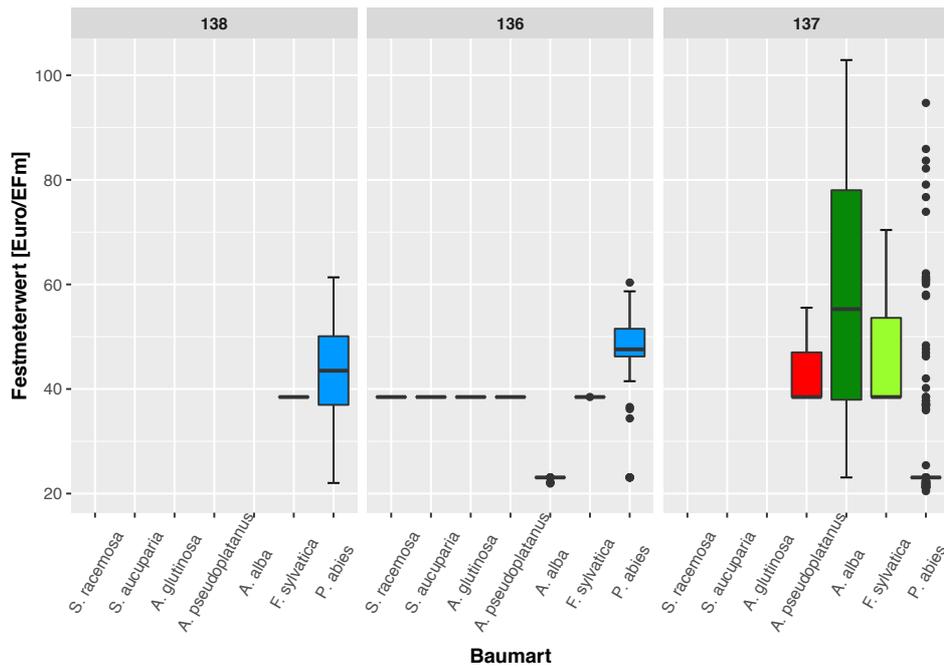
Stand: 19. November 2021

4

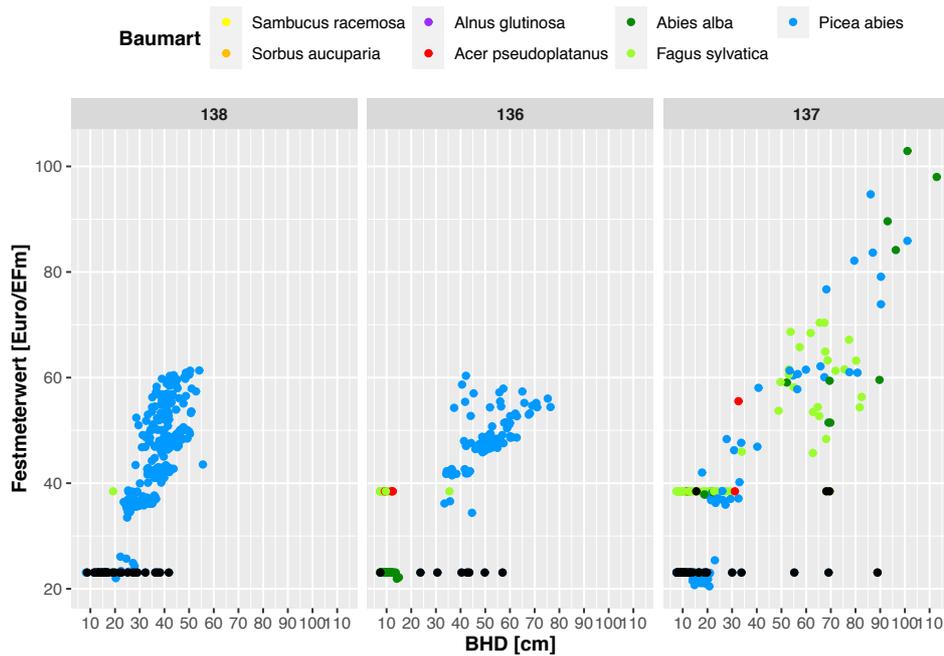
Anhang B – Ergebnisse Marteloskope



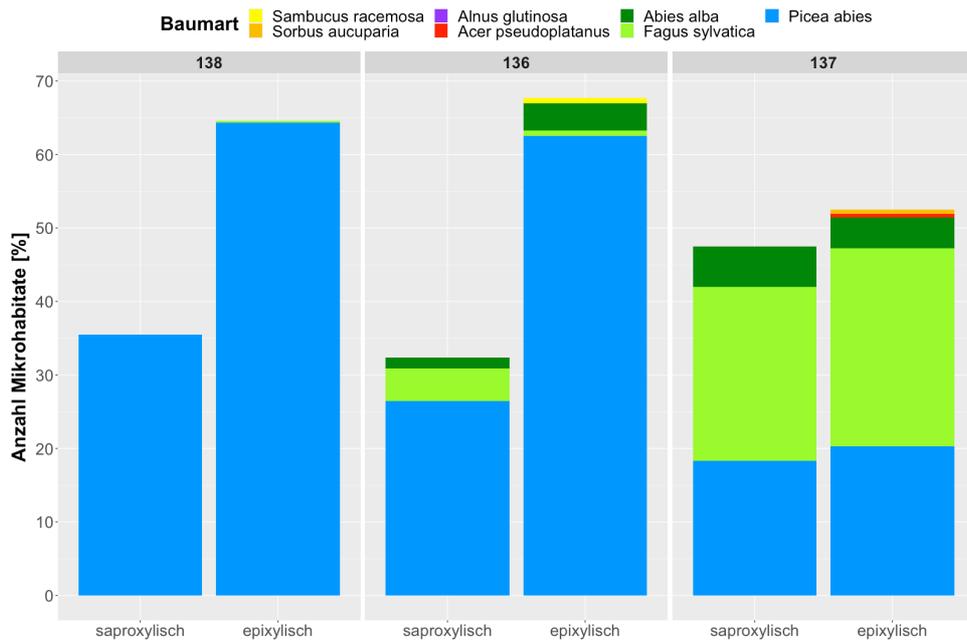
Anhang B - 1: Grundflächenverteilung über den BHD und nach Baumarten der drei Marteloskope in den Abteilungen 138, 136 und 137. Die Zahlen über den Balken entsprechen der Summe der Grundfläche in der jeweiligen BHD-Klasse.



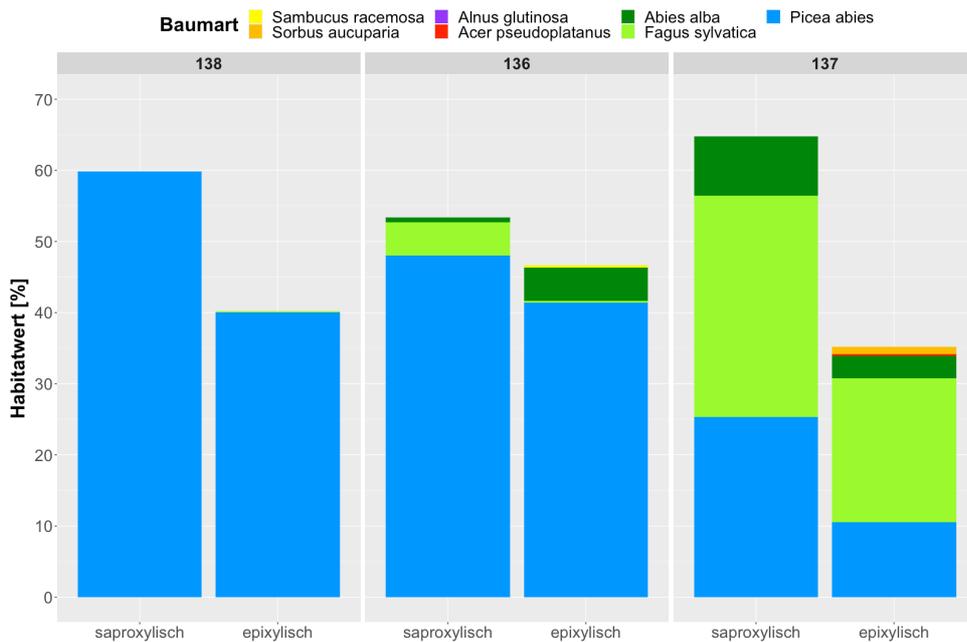
Anhang B - 2: Festmeterwerte [Euro/EFm] nach Baumarten für die drei Marteloskope in Abteilung 138, 136 und 137



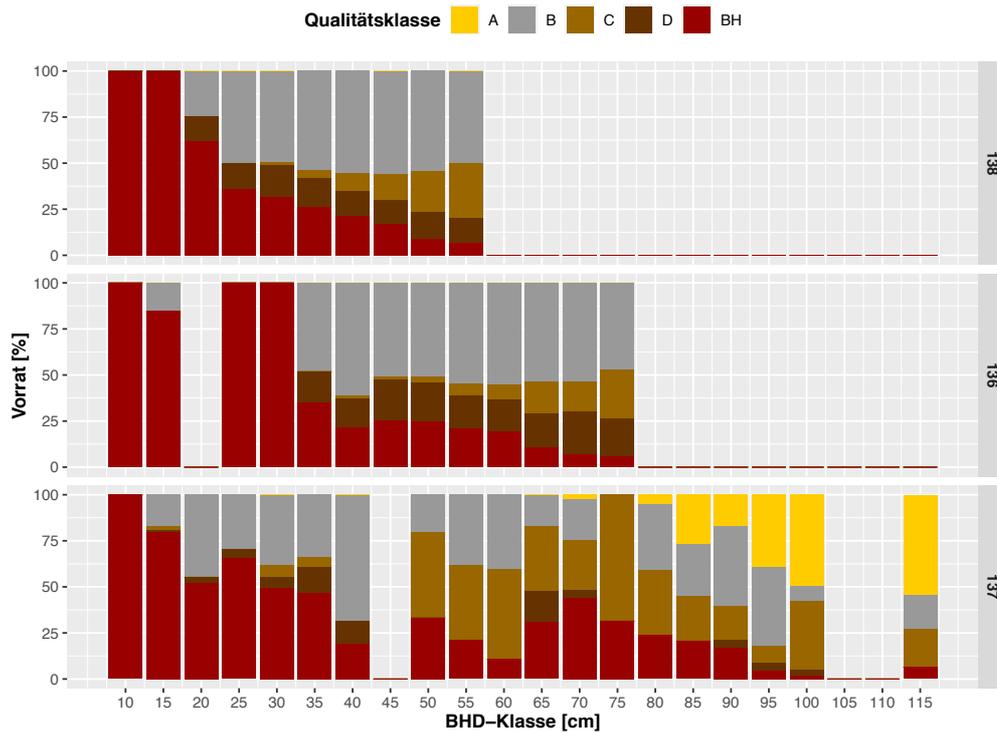
Anhang B - 3: Festmeterwert [Euro/EFm] in Abhängigkeit des BHD [cm] nach Baumarten für die drei Marteloskope in Abteilung 138, 136 und 137. Tote Bäume sind schwarz eingefärbt.



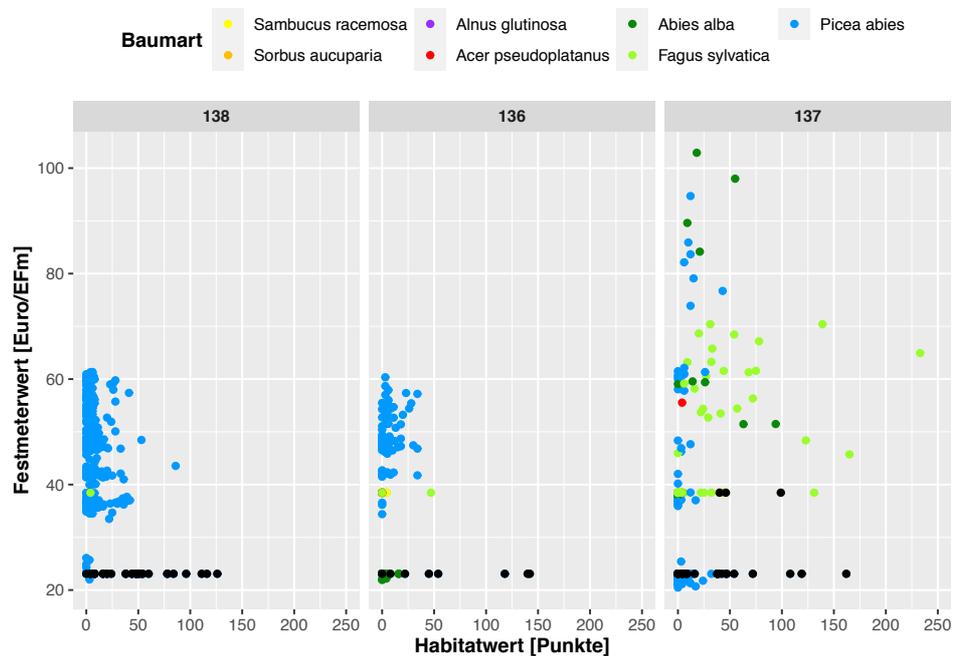
Anhang B - 4: Prozent der Anzahlen an saproxylichen und epixylichen Mikrohabitaten nach Baumarten für die drei Martelloskope in Abteilung 138, 136 und 137



Anhang B - 5: Prozent des Habitatwertes an saproxylichen und epixylichen Mikrohabitaten nach Baumarten für die drei Martelloskope in Abteilung 138, 136 und 137



Anhang B - 6: prozentuales Vorkommen der Qualitätsklassen anhand des Vorrats nach BHD-Klassen [cm] für die drei Marteloskope in Abteilung 138, 136 und 137

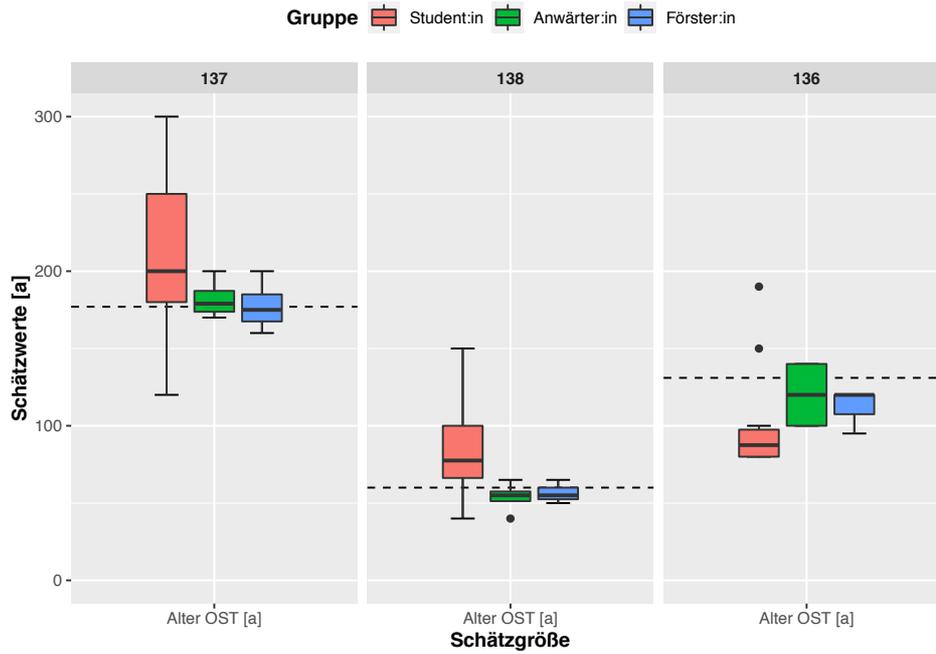


Anhang B - 7: Festmeterwert [Euro/EFm] in Zusammenhang mit dem Habitatwert nach Baumarten für die drei Marteloskope in Abteilung 138, 136 und 137. Tote Bäume sind schwarz eingefärbt.

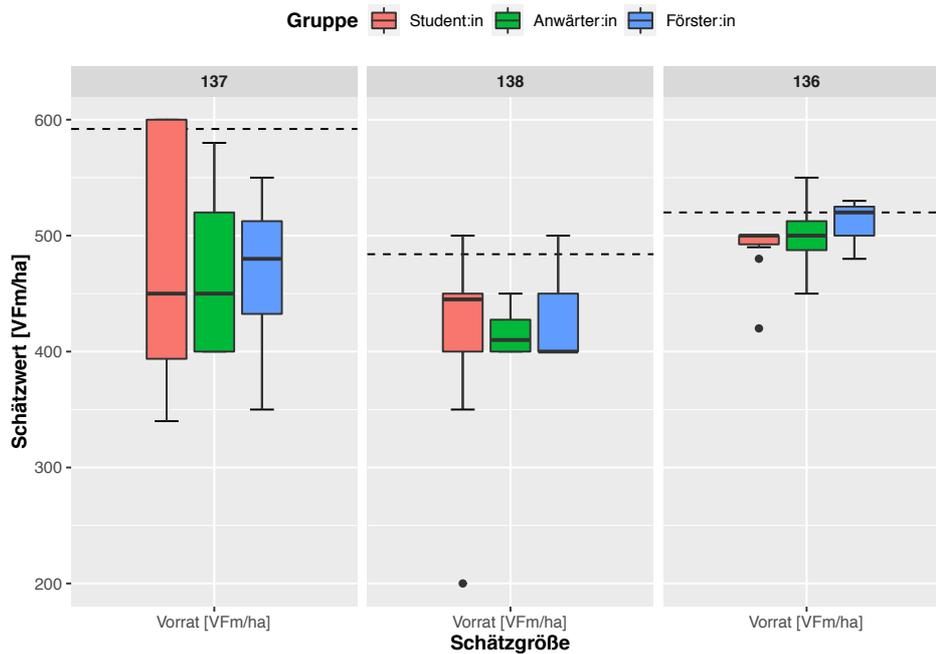
Anhang C – Ergebnisse Schätzwerte

Anhang C - 1: deskriptive Statistik der prozentualen Abweichung der Schätzwerte der Teilnehmergruppen von verschiedenen Bestandesdaten (maximales Alter des Oberstandes bzw. Unterstandes – Alter OST bzw. UST; Vorrat; Oberhöhen für Fichte, Weißtanne und Rotbuche – h_{100} ...; Volumen stehenden und liegenden Totholzes)

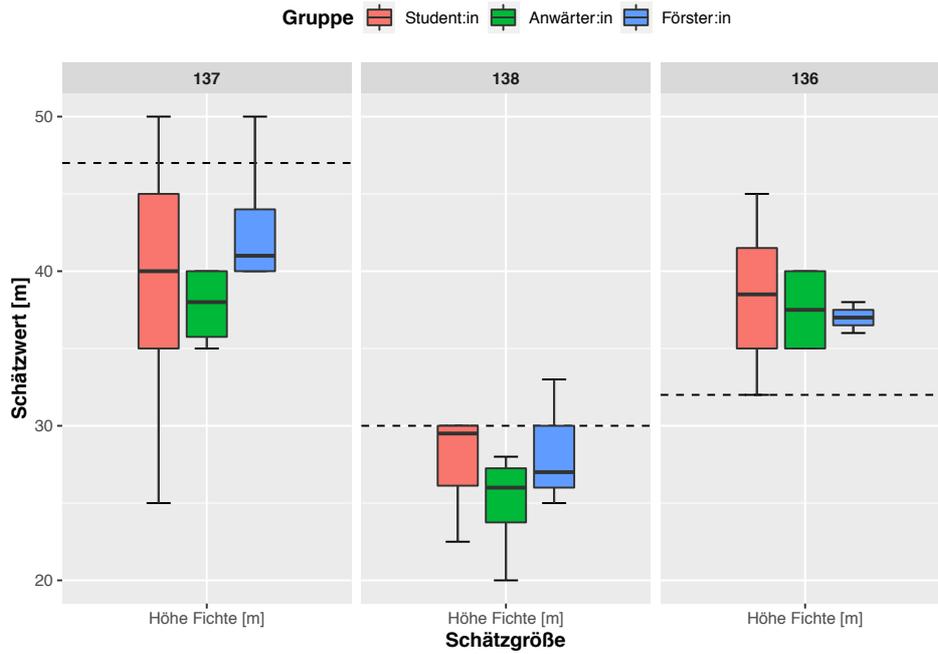
Fläche	Gruppe		Alter OST	Alter UST	Vorrat	h_{100} <i>P. abies</i>	h_{100} <i>A. alba</i>	h_{100} <i>F. sylvatica</i>	Totholz stehend	Totholz liegend
Abt. 137 - Bergmisch- wald	Student:in	x_{min}	-32,2		-42,6	-46,8	-44,4	-37,5	-85,7	-94,2
		x_{max}	69,5		1,4	6,4	11,1	12,5	614,3	44,9
		\bar{x}	19,1		-19,7	-18,7	-12,6	-13,3	44,2	-40,6
		Z	13,0		-24,0	-14,9	-11,1	-12,5	-28,6	-49,3
		s	27,8		17,3	15,3	17,1	14,9	201,5	43,5
		<i>cv</i>	1,5		-0,9	-0,8	-1,4	-1,1	4,6	-1,1
	Anwärter:in	x_{min}	-4,0		-32,4	-25,5	-20,0	-17,5	-76,2	-85,5
		x_{max}	13,0		-2,0	-14,9	0,0	-12,5	376,2	117,4
		\bar{x}	2,8		-20,6	-19,7	-11,7	-14,4	108,3	23,2
		Z	1,1		-24,0	-19,1	-13,3	-13,8	66,7	30,4
		s	7,4		14,7	5,6	8,6	2,4	199,6	109,4
		<i>cv</i>	2,6		-0,7	-0,3	-0,7	-0,2	1,8	4,7
	Förster:in	x_{min}	-9,6		-40,9	-14,9	-11,1	-12,5	-52,4	-27,5
		x_{max}	13,0		-7,1	6,4	0,0	-2,5	19,0	44,9
		\bar{x}	0,3		-21,5	-8,5	-8,3	-8,1	-19,6	8,7
Z		-1,1		-18,9	-12,8	-11,1	-8,8	-22,6	8,7	
s		9,6		14,4	10,1	5,6	5,2	29,8	30,2	
	<i>cv</i>	34,2		-0,7	-1,2	-0,7	-0,6	-1,5	3,5	
Abt. 138 - Ausgangs- situation	Student:in	x_{min}	-33,3		-58,7	-25,0	-	-	-85,7	-
		x_{max}	150,0		3,3	0,0	-	-	185,7	-
		\bar{x}	41,7		-15,5	-7,0	-	-	5,7	-
		Z	29,2		-8,1	-1,7	-	-	-28,6	-
		s	52,1		17,3	9,1	-	-	82,3	-
		<i>cv</i>	1,3		-1,1	-1,3	-	-	14,4	-
	Anwärter:in	x_{min}	-33,3		-17,4	-33,3	-	-	-85,7	-
		x_{max}	8,3		-7,0	-6,7	-	-	42,9	-
		\bar{x}	-10,4		-13,7	-16,7	-	-	-46,4	-
		Z	-8,3		-15,3	-13,3	-	-	-71,4	-
		s	17,2		4,9	11,9	-	-	61,0	-
		<i>cv</i>	-1,6		-0,4	-0,7	-	-	-1,3	-
	Förster:in	x_{min}	-16,7		-17,4	-16,7	-	-	-71,4	-
		x_{max}	8,3		3,3	10,0	-	-	14,3	-
		\bar{x}	-5,6		-10,5	-5,6	-	-	-42,9	-
Z		-8,3		-17,4	-10,0	-	-	-71,4	-	
s		12,7		11,9	13,9	-	-	49,5	-	
	<i>cv</i>	-2,3		-1,1	-2,5	-	-	-1,2	-	
Abt. 136 - Über- führung	Student:in	x_{min}	-38,9	-50,0	-19,2	0,0	-	-	-50,0	-
		x_{max}	45,0	0,0	-3,8	40,6	-	-	900,0	-
		\bar{x}	-21,8	-25,0	-6,0	19,8	-	-	225,0	-
		Z	-33,2	-33,3	-3,8	20,3	-	-	150,0	-
		s	28,5	16,2	4,8	12,8	-	-	283,4	-
		<i>cv</i>	-1,3	-0,6	-0,8	0,6	-	-	1,3	-
	Anwärter:in	x_{min}	-23,7	-33,3	-13,5	9,4	-	-	150,0	-
		x_{max}	6,9	0,0	5,8	25,0	-	-	650,0	-
		\bar{x}	-8,4	-16,7	-3,8	17,2	-	-	350,0	-
		Z	-8,4	-16,7	-3,8	17,2	-	-	300,0	-
		s	17,6	19,2	7,9	9,0	-	-	227,3	-
		<i>cv</i>	-2,1	-1,2	-2,0	0,5	-	-	0,6	-
	Förster:in	x_{min}	-27,5	-50,0	-7,7	12,5	-	-	0,0	-
		x_{max}	-8,4	-16,7	1,9	18,8	-	-	150,0	-
		\bar{x}	-14,8	-33,3	-1,9	15,6	-	-	100,0	-
Z		-8,4	-33,3	0,0	15,6	-	-	150,0	-	
s		11,0	16,7	5,1	3,1	-	-	86,6	-	
	<i>cv</i>	-0,7	-0,5	-2,6	0,2	-	-	0,9	-	



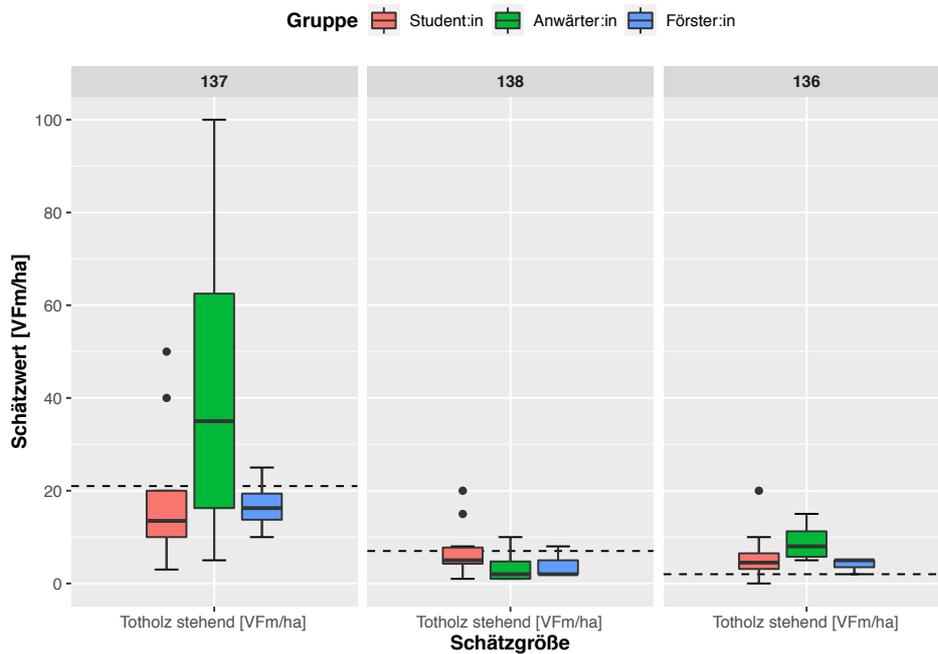
Anhang C - 2: absolute Abweichungen der Schätzungen für das Alter des Oberstandes [a] von den Teilnehmergruppen für die drei Marteloskope in Abteilung 138, 136 und 137. Die Referenzstriche entsprechen den realen Bestandesdaten.



Anhang C - 3: absolute Abweichungen der Schätzungen für den Vorrat [VFm/ha] von den Teilnehmergruppen für die drei Marteloskope in Abteilung 138, 136 und 137. Die Referenzstriche entsprechen den realen Bestandesdaten.



Anhang C - 4: absolute Abweichungen der Schätzungen für die Oberhöhe [m] von den Teilnehmergruppen für die drei Marteloscope in Abteilung 138, 136 und 137. Die Referenzstriche entsprechen den realen Bestandesdaten.



Anhang C - 5: absolute Abweichungen der Schätzungen für die stehende Totholzmenge [m³] von den Teilnehmergruppen für die drei Marteloscope in Abteilung 138, 136 und 137. Die Referenzstriche entsprechen den realen Bestandesdaten.

Anhang D – Ergebnisse Auszeichnungsübung

Anhang D - 1: deskriptive Statistik der Auswahl der 5 ökologisch und 3 ökonomisch wertvollsten Bäume sowie von 2 Konfliktbäumen in Abteilung 137. HE = Holzerlös, HW = Habitatwert, TreMs = Mikrohabitate, WQ = Wertquotient

Baum- auswahl	Gruppe		Volumen	BHD	HE	HW	TreMs	WQ
			[Vfm]	[cm]	[€]	[Punkte]	[N]	[€/Punkt]
ökologisch wertvollste	Student:in	x_{min}	3,35	62,70	61,84	9	2	0,52
		x_{max}	10,94	93,00	895,40	233	12	99,49
		\bar{x}	6,33	70,80	315,84	118,3	8,2	6,32
		Z	6,25	71,28	313,80	121,8	8,0	2,44
		s	0,713	2,577	64,752	23,286	0,903	14,81
		cv	0,113	0,036	0,205	0,197	0,110	2,34
	Anwärter:in	x_{min}	5,380	62,70	198,49	9	3	1,31
		x_{max}	10,200	82,50	572,87	233	12	63,65
		\bar{x}	7,182	70,91	340,91	123	8,7	8,08
		Z	6,890	70,16	332,18	120,2	9,0	2,02
		s	0,527	1,46	19,39	6,9	0,985	17,63
		cv	0,073	0,02	0,06	0,1	0,113	2,18
	Förster:in	x_{min}	1,240	55,00	22,85	16	2	0,14
		x_{max}	17,030	112,90	1534,86	233	12	27,91
		\bar{x}	6,419	71,51	336,12	120	7,6	4,61
		Z	6,359	67,83	314,91	115,8	7,2	2,31
		s	1,309	8,03	123,26	18,1	1,184	6,81
		cv	0,204	0,11	0,37	0,2	0,157	1,48
ökonomisch wertvollste	Student:in	x_{min}	1,019	31,10	32,63	0	0	0,00
		x_{max}	13,285	101,00	1252,89	75	8	103,97
		\bar{x}	9,396	81,56	679,80	16	3,2	58,10
		Z	9,848	85,60	725,58	13,0	3,3	58,80
		s	2,177	10,78	227,10	7,7	0,677	26,68
		cv	0,232	0,13	0,33	0,5	0,209	0,46
	Anwärter:in	x_{min}	5,210	68,20	240,30	9	2	2,56
		x_{max}	17,030	112,90	1534,86	94	5	99,49
		\bar{x}	11,853	94,46	930,43	29	3,6	54,12
		Z	12,144	94,80	967,69	31,3	3,4	53,70
		s	2,938	12,66	336,41	5,2	0,361	33,41
		cv	0,248	0,13	0,36	0,2	0,101	0,62
	Förster:in	x_{min}	0,980	32,60	46,08	4	1	11,07
		x_{max}	13,290	101,00	1252,89	43	4	103,97
		\bar{x}	10,214	86,15	790,93	14	3,3	64,42
		Z	10,261	86,16	819,40	13,6	3,0	58,80
		s	1,191	6,12	127,20	2,0	0,500	26,76
		cv	0,117	0,07	0,16	0,1	0,154	0,42
Konflikt- baum	Student:in	x_{min}	5,440	69,50	249,79	6	2	3,96
		x_{max}	17,034	112,90	1534,86	63	5	99,49
		\bar{x}	11,895	91,15	860,39	27	4,1	47,25
		Z	10,930	87,35	751,34	24,0	4,3	38,26
		s	1,717	9,10	306,02	10,0	0,762	29,21
		cv	0,144	0,10	0,36	0,4	0,186	0,62
	Anwärter:in	x_{min}	5,610	65,50	359,69	9	3	11,07
		x_{max}	13,290	101,00	1252,89	43	6	69,61
		\bar{x}	9,934	82,42	681,01	22	4,1	40,65
		Z	9,817	85,40	765,31	22,5	4,0	48,61
		s	2,115	8,48	187,39	2,2	0,419	25,35
		cv	0,213	0,10	0,28	0,1	0,103	0,62
	Förster:in	x_{min}	5,440	68,70	249,79	9	2	3,96
		x_{max}	13,290	96,30	1020,74	68	9	99,49
		\bar{x}	9,844	84,45	682,27	32	4,1	44,69
		Z	10,446	86,14	724,43	24,6	3,5	48,61
		s	2,657	10,49	272,96	23,1	1,972	39,35
		cv	0,270	0,12	0,40	0,7	0,476	0,88

Anhang D - 2: deskriptive Statistik der Auszeichnungsergebnisse in Abteilung 138. Für einzelne Kenngrößen sind sowohl Flächen- als auch Einzelbaumwerte (EZB) abgebildet. HE = Holzerlös, FmW = Festmeterwert, HW = Habitatwert, Red. HW = Reduktion der Habitatwerte, TreMs = Mikrohabitate, rG = relative Grundflächenentnahme, NG = NG-Verhältnis = Ausdünnungstyp

Auszeichnung	Gruppe		Vorrat	BHD	G	HE	HE EZB	FmW	HW	HW EZB	Red. HW	TreMs	TreMs EZB	Stammzahl	rG	NG
			[VFm/ha]	[cm]	[m ² /ha]	[€/ha]	[€/VFm]	[Punkte/ha]	[Punkte/Baum]	[Punkte/VFm]	[N/ha]	[N/Baum]	[N/ha]	[-]	[-]	
Entnahme	Student:in	x_{min}	34,96	13,1	2,71	1416,66	1,46	18,25	163	0	0,00	25	0	25	7,2	0,76
		x_{max}	103,10	44,8	7,80	4372,76	173,71	55,77	506	86	48,78	70	6	64	20,9	0,98
		\bar{x}	69,72	37,4	5,30	2918,73	61,17	41,68	302	6,7	4,42	50	1,1	45	14,2	0,89
		Z	76,78	37,5	5,81	3227,21	60,21	41,18	271	6,0	4,52	49	1,1	45,833	15,5	0,90
		s	24,132	2,099	1,794	1054,782	11,080	7,40	115,345	2,515	8,42	15,897	0,200	14,396	4,802	0,084
		cv	0,346	0,056	0,339	0,361	0,181	0,19	0,382	0,373	1,68	0,316	0,185	0,321	0,339	0,094
	Anwärter:in	x_{min}	27,29	22,2	2,18	1016,60	7,07	21,25	250	0	0,00	34	0	23	5,8	0,89
		x_{max}	88,55	44,6	6,73	3682,63	173,71	55,15	464	42	45,90	65	4	58	18,0	1,10
		\bar{x}	63,92	34,5	4,98	2550,13	47,16	39,24	380	9,5	6,70	53	1,2	46	13,3	1,00
		Z	75,91	34,9	6,03	2951,17	49,04	38,88	427	10,1	6,11	61	1,1	57,292	16,1	1,01
		s	32,342	2,024	2,452	1377,512	7,256	7,41	114,228	2,128	10,67	16,612	0,408	20,154	6,561	0,105
		cv	0,506	0,059	0,492	0,540	0,154	0,20	0,300	0,224	1,47	0,311	0,330	0,436	0,492	0,106
	Förster:in	x_{min}	53,33	14,7	4,16	2237,81	1,88	18,43	283	0	0,00	38	0	34	11,1	0,80
		x_{max}	86,26	42,9	6,75	3637,53	173,71	55,77	457	86	50,00	57	6	58	18,1	1,04
		\bar{x}	65,33	37,2	5,13	2737,84	61,76	41,89	372	6,5	5,85	47	1,0	44	13,7	0,90
		Z	60,86	37,4	4,81	2538,00	64,42	41,91	374	6,9	5,89	47	1,1	42,188	12,9	0,88
		s	15,371	2,193	1,152	654,695	10,804	7,82	73,260	2,130	12,07	8,130	0,331	10,294	3,083	0,101
		cv	0,235	0,059	0,224	0,239	0,175	0,20	0,197	0,326	1,59	0,172	0,346	0,233	0,224	0,112

Anhang D - 3: deskriptive Statistik der Auszeichnungsergebnisse in Abteilung 136. Für einzelne Kenngrößen sind sowohl Flächen- als auch Einzelbaumwerte (EZB) abgebildet. HE = Holzerlös, FmW = Festmeterwert, HW = Habitatwert, Red. HW = Reduktion der Habitatwerte, TreMs = Mikrohabitate, rG = relative Grundflächenentnahme, NG = NG-Verhältnis = Ausdünnungstyp

Auszeichnung	Gruppe		Vorrat	BHD	G	HE	HE EZB	FmW	HW	HW EZB	Red. HW	TreMs	TreMs EZB	Stammzahl	rG	NG
			[VFm/ha]	[cm]	[m ² /ha]	[€/ha]	[€/Baum]	[€/VFm]	[Punkte/ha]	[Punkte/Baum]	[Punkte/VFm]	[N/ha]	[N/Baum]	[N/ha]	[-]	[-]
Entnahme	Student:in	x_{min}	36,65	7,5	2,28	1668,95	0,48	24,00	9	0	0,00	2	0	9	6,2	0,24
		x_{max}	172,75	76,4	10,91	7877,39	415,68	53,87	339	34	8,67	67	5	39	29,5	0,43
		\bar{x}	79,42	51,4	5,06	3588,34	157,59	44,88	139	5,5	1,59	25	1,0	21	13,7	0,34
		Z	57,48	53,7	3,68	2589,96	172,19	44,52	104	5,9	1,52	20	1,0	16,667	10,0	0,33
		s	44,787	6,118	2,810	2067,335	31,773	5,40	106,388	2,807	1,90	18,768	0,465	9,848	7,608	0,061
		cv	0,564	0,119	0,555	0,576	0,202	0,12	0,768	0,508	1,19	0,764	0,454	0,476	0,555	0,182
	Anwärter:in	x_{min}	55,62	12,0	3,56	2451,65	1,41	28,20	95	0	0,00	14	0	14	9,6	0,29
		x_{max}	132,74	71,0	8,51	6019,25	340,47	49,31	249	28	15,56	44	3	32	23,0	0,43
		\bar{x}	86,24	51,8	5,62	3789,53	146,68	43,53	153	5,9	1,74	25	0,8	24	15,2	0,35
		Z	70,37	51,1	4,81	2897,70	154,72	44,08	116	5,6	1,70	18	0,9	26,316	13,0	0,31
		s	40,935	4,349	2,575	1943,824	32,767	4,54	83,722	0,699	2,68	16,301	0,182	9,003	6,972	0,076
		cv	0,475	0,084	0,458	0,513	0,223	0,11	0,546	0,118	1,50	0,648	0,218	0,375	0,458	0,219
	Förster:in	x_{min}	68,58	40,6	4,35	3204,68	73,68	36,84	161	0	0,00	26	0	18	11,8	0,29
		x_{max}	105,79	75,3	6,70	4780,42	415,68	53,87	211	34	15,56	35	5	25	18,1	0,32
		\bar{x}	88,16	55,6	5,58	3966,64	176,88	45,12	187	7,9	2,15	30	1,3	22	15,1	0,31
		Z	90,11	55,9	5,70	3914,82	171,65	45,19	189	8,3	2,10	30	1,3	22,807	15,4	0,32
		s	18,682	2,688	1,180	789,145	13,003	4,42	24,645	2,554	3,77	4,415	0,181	3,652	3,194	0,016
		cv	0,212	0,048	0,211	0,199	0,074	0,10	0,132	0,323	1,44	0,145	0,144	0,169	0,211	0,052

Anhang D - 4: Anteile der genannten Entnahmegründe nach Gruppe für die Marteloskope in Abteilung 138 und 136

Fläche	Entnahmegrund	Gruppe	Anteil Entnahmegründe je Gruppe
			[%]
Abt. 138 Ausgangs- situation	Zieldurchmesser	Student:in	28,1
		Anwärter:in	9,8
		Förster:in	38,2
	Bedränger	Student:in	15,1
		Anwärter:in	14,3
		Förster:in	6,5
	Bestandesstruktur	Student:in	22,0
		Anwärter:in	45,1
		Förster:in	6,5
	Verjüngung	Student:in	18,8
		Anwärter:in	6,0
		Förster:in	21,8
	Sanitärhieb	Student:in	16,0
		Anwärter:in	24,8
		Förster:in	27,1
Abt. 136 - Über- führung	Zieldurchmesser	Student:in	49,6
		Anwärter:in	58,5
		Förster:in	21,6
	Bedränger	Student:in	6,2
		Anwärter:in	4,9
		Förster:in	2,7
	Bestandesstruktur	Student:in	15,9
		Anwärter:in	19,5
		Förster:in	21,6
	Verjüngung	Student:in	23,2
		Anwärter:in	17,1
		Förster:in	48,6
	Sanitärhieb	Student:in	4,5
		Anwärter:in	0,0
		Förster:in	5,4

Anhang E – Ergebnisse U-Tests

Anhang E - 1: Ergebnisse (*p*-values) der U-Tests für Lageunterschiede zwischen den Baumarten bezüglich verschiedener Kenngrößen der Marteloskope in Abteilung 137 und 136. HE = Holzerlös, FmW = Festmeterwert, TreMs = Mikrohabitate, HW = Habitatwert

Fläche	Größe Baumart	HE [€]		FmW [€/EFm]		A-Holz-Anteile [%]		TreMs [N]		HW [Punkte]	
		<i>P. abies</i>	<i>A. alba</i>	<i>P. abies</i>	<i>A. alba</i>	<i>P. abies</i>	<i>A. alba</i>	<i>P. abies</i>	<i>A. alba</i>	<i>P. abies</i>	<i>A. alba</i>
Abt. 137	<i>A. alba</i>	0,001	-	0,000	-	0,000	-	0,017	-	0,035	-
Bergmischwald	<i>F. sylvatica</i>	0,000	0,269	0,000	0,751	0,320	0,000	0,001	1,000	0,003	1,000
Abt. 136	<i>A. alba</i>	0,000	-	0,000	-	-	-	0,000	-	0,000	-
Überführung	<i>F. sylvatica</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	-	-	0,000	1,000	0,000	1,000

Anhang E - 2: Ergebnisse (*p*-values) der U-Tests für Lageunterschiede zwischen den drei Marteloskopen bezüglich verschiedener Kenngrößen an Fichte. Die Unterschiede für saproxyliche und epixyliche Mikrohabitate wurden mit deren Anzahl getestet. HW = Habitatwert, TreMs = Mikrohabitate

Baumart	Größe Fläche	TreMs [N]		HW [Punkte]		saproxyliche TreMs		epixyliche TreMs	
		Abt. 137	Abt. 138	Abt. 137	Abt. 138	Abt. 137	Abt. 138	Abt. 137	Abt. 138
<i>Picea abies</i>	Abt. 138	0,000	-	0,840	-	0,000	-	0,000	-
	Abt. 136	0,000	0,360	0,000	0,000	0,010	0,000	0,000	0,500

Anhang E - 3: Ergebnisse (*p*-values) der U-Tests für Lageunterschiede zwischen den drei Marteloskopen bezüglich verschiedener Mikrohabitatformen an Fichte. Die Unterschiede wurden mit deren Anzahlen getestet. CV = Höhlen, IN = Stammverletzungen und Bruchwunden, BA = Rinde, DE = Totholz, GR = Deformierung/Wuchsform, EP = Epiphyten, NE = Nester, OT = Andere

Baumart	Größe Fläche	CV		IN		BA		DE		GR		EP		NE		OT	
		Abt. 137	Abt. 138														
<i>Picea abies</i>	Abt. 138	0,162	-	0,018	-	0,140	-	0,000	-	0,001	-	0,000	-	1,000	-	0,000	-
	Abt. 136	0,005	0,162	0,006	0,000	0,003	0,140	0,001	0,421	0,007	0,000	0,000	0,832	1,000	1,000	0,180	0,000

Anhang E - 4: Ergebnisse (p -values) der U-Tests für Lageunterschiede zwischen den drei Marteloskopon bezüglich verschiedener saproxylischer Mikrohabitatgruppen an Fichte. Die Unterschiede wurden mit deren Anzahlen getestet. Codes nach Anhang A - 9

Baumart	Größe	CV1		CV2		CV3		CV4		CV5		IN1		IN2		IN3		BA1		BA2		DE1	
	Fläche	Abt. 137	Abt. 138																				
<i>Picea abies</i>	Abt. 138	0,082		1,000		0,003		0,910		0,337		0,042		0,500		0,227		0,560		0,000		0,000	
	Abt. 136	0,068	0,381	1,000	1,000	0,005	-	0,710	0,910	0,038	0,149	0,007	0,000	0,170	0,500	0,126	0,024	0,400	0,210	0,000	-	0,001	0,421

Anhang E - 5: Ergebnisse (p -values) der U-Tests für Lageunterschiede zwischen den drei Marteloskopon bezüglich verschiedener epixylischer Mikrohabitatgruppen an Fichte. Die Unterschiede wurden mit deren Anzahlen getestet. Codes nach Anhang A - 9

Baumart	Größe	GR1		GR2		GR3		EP1		EP2		EP3		NE1		NE2		OT1		OT2		
	Fläche	Abt. 137	Abt. 138																			
<i>Picea abies</i>	Abt. 138	0,000		-		0,609		0,520		-		0,000		1,000		-		0,000		0,440		
	Abt. 136	0,021	0,000	0,097	0,097	0,048	0,022	0,520	0,970	-	-	0,001	0,251	1,000	1,000	-	-	0,026	0,000	0,600	0,750	

Anhang E - 6: Ergebnisse (p -values) der U-Tests für Lageunterschiede der Mikrohabitatanzahl über alle Baumarten und Marteloscope zwischen den BHD-Klassen [cm]. Signifikanzen wurden zur besseren Sichtbarkeit der Durchmesserschwelle bei rund 70 cm hervorgehoben.

BHD-Klasse [cm]	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
20	0,000	-	-	-	-	-	-	-	-	-
30	0,000	0,705	-	-	-	-	-	-	-	-
40	0,000	0,705	1,000	-	-	-	-	-	-	-
50	0,000	0,074	1,000	1,000	-	-	-	-	-	-
60	0,000	0,053	0,716	0,427	1,000	-	-	-	-	-
70	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,042	-	-	-	-
80	0,000	0,000	0,001	0,000	0,004	0,427	1,000	-	-	-
90	0,000	0,002	0,004	0,002	0,009	0,705	1,000	1,000	-	-
100	0,001	0,208	0,311	0,192	0,346	1,000	1,000	1,000	1,000	-
110	0,298	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000

Anhang E - 7: Ergebnisse (*p*-values) der U-Tests für Lageunterschiede der Schätzwerte verschiedener Schätzgrößen zwischen den Gruppen (S = Student:innen, A = Anwärter:innen, F = Förster:innen) für die drei Marteloskope. Alter OST bzw. UST = maximales Alter des Oberstandes bzw. Unterstandes, h100... = Oberhöhen für Fichte, Weißtanne und Rotbuche

Fläche	Schätzgröße Gruppe	Alter OST [a]		Alter UST [a]		Vorrat [VFm/ha]		h100 <i>P. abies</i> [m]		h100 <i>A. alba</i> [m]		h100 <i>F. sylvatica</i> [m]		Totholz stehend [m ³ /ha]		Totholz liegend [m ³ /ha]	
		S	A	S	A	S	A	S	A	S	A	S	A	S	A	S	A
Abt. 137 Bergmischwald	A	0,610	-	-	-	1,000	-	0,860	-	1,000	-	0,860	-	1,000	-	0,860	-
	F	0,560	0,660	-	-	1,000	1,000	0,500	0,270	1,000	1,000	0,760	0,270	1,000	1,000	0,180	1,000
Abt. 138 Ausgangssituation	A	0,120	-	-	-	1,000	-	0,440	-	-	-	-	-	0,520	-	0,390	-
	F	0,180	1,000	-	-	1,000	1,000	1,000	1,000	-	-	-	-	0,790	0,860	0,220	0,150
Abt. 136 Überführung	A	0,390	-	1,000	-	1,000	-	1,000	-	-	-	-	-	0,310	-	0,250	-
	F	0,390	0,590	1,000	1,000	0,810	1,000	1,000	1,000	-	-	-	-	0,930	0,300	0,250	0,590

Anhang E - 8: Ergebnisse (*p*-values) der U-Tests für Lageunterschiede zwischen der Auswahl der 5 ökologisch und 3 ökonomisch wertvollsten Bäume sowie von 2 Konfliktbäumen in Abteilung 137 sowie zwischen den Gruppen (S = Student:innen, A = Anwärter:innen, F = Förster:innen)

Fläche	Auswahl Gruppe	ökologisch wertv.		ökonomisch wertv.		Konfliktbäume		Gruppe WQ	Student:in		Anwärter:in		Förster:in	
		S	A	S	A	S	A		Konflikt	ökologisch	Konflikt	ökologisch	Konflikt	ökologisch
Abt. 137 Bergmischwald	A	1,000	-	1,000	-	1,000	-	ökologisch	0,000	-	0,005	-	0,001	-
	F	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	ökonomisch	0,190	0,000	0,421	0,001	0,085	0,000

Anhang E - 9: Ergebnisse (*p*-values) der U-Tests für Lageunterschiede zwischen den Kenngrößen der Baumentnahmen der Gruppen für die Marteloskope in Abteilung 138 und 136 (S = Student:innen, A = Anwärter:innen, F = Förster:innen). FmW = Festmeterwert, HW = Habitatwert, WQ = Wertquotient, NG-Verhältnis = Ausdünnungstyp

Fläche	Größe Gruppe	Entnahmemenge/ha		FmW		Reduktion HW		WQ		NG-Verhältnis	
		S	A	S	A	S	A	S	A	S	A
Abt. 138 Ausgangssituation	A	1,000	-	0,009	-	0,065	-	0,065	-	0,340	-
	F	1,000	1,000	0,499	0,092	0,564	0,418	0,065	0,874	0,950	0,800
Abt. 136 Überführung	A	1,000	-	0,410	-	0,970	-	1,000	-	1,000	-
	F	1,000	1,000	0,900	0,580	0,560	0,630	1,000	1,000	1,000	1,000

Anhang F – Ergebnisse Korrelationsanalyse

Anhang F - 1: Ergebnisse der Korrelationsanalysen für den Einfluss des BHD auf verschiedene Kenngrößen über alle Baumarten bzw. baumartentrennt für die drei Marteloscope. p_{SP} = p -value der SPEARMAN-Korrelation, r_{SP} = Rangkorrelationskoeffizient nach SPEARMAN, R^2 = Bestimmtheitsmaß - falls linearer Zusammenhang besteht, $p_{Poisson}$ = p -value des POISSON-Modells. HE = Holzerlös, FmW = Festmeterwert, HW = Habitatwert, TreMs = Anzahl der Mikrohabitate

Fläche	Parameter	HE [€]				FmW [€/EFm]				HW [Punkte]				TreMs [N]					
		alle BA	<i>P. abies</i>	<i>A. alba</i>	<i>F. sylvatica</i>	alle BA	<i>P. abies</i>	<i>A. alba</i>	<i>F. sylvatica</i>	alle BA	<i>P. abies</i>	<i>A. alba</i>	<i>F. sylvatica</i>	alle BA	<i>P. abies</i>	<i>A. alba</i>	<i>F. sylvatica</i>		
Abt. 138 Ausgangssituation	BHD	p_{SP}	0,000	-	-	-	0,000	-	-	-	0,118	-	-	-	0,360	-	-	-	
		r_{SP}	0,961	-	-	-	0,791	-	-	-	-0,084	-	-	-	-0,049	-	-	-	
		R^2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
		$p_{Poisson}$	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Abt. 136 Überführung	BHD	p_{SP}	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,118	0,024	0,000	0,012	0,610	0,972	0,000	0,001	0,614	0,972	
		r_{SP}	0,918	0,939	0,960	0,896	0,598	0,666	-0,153	0,320	0,553	0,249	0,050	-0,005	0,572	0,313	0,050	-0,005	
		R^2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		$p_{Poisson}$	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,000	0,000	0,308	0,000
Abt. 137 Bergmischwald	BHD	p_{SP}	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,010	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	
		r_{SP}	0,961	0,980	0,961	0,977	0,494	0,242	0,859	0,596	0,509	0,509	0,644	0,802	0,551	0,315	0,746	0,828	
		R^2	-	-	0,787	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,710	-	-
		$p_{Poisson}$	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,000	0,000	0,000	0,000

Anhang F - 2: Ergebnisse der Korrelationsanalysen für den Einfluss des Habitatwertes HW auf Holzerlös HW und Festmeterwert FmW über alle Baumarten bzw. baumartentrennt für die drei Marteloscope. p_{SP} = p -value der SPEARMAN-Korrelation, r_{SP} = Rangkorrelationskoeffizient nach SPEARMAN, R^2 = Bestimmtheitsmaß - falls linearer Zusammenhang besteht

Fläche	Parameter	HE [€]				FmW [€/EFm]				
		alle BA	<i>P. abies</i>	<i>A. alba</i>	<i>F. sylvatica</i>	alle BA	<i>P. abies</i>	<i>A. alba</i>	<i>F. sylvatica</i>	
Abt. 138 Ausgangssituation	HW	p_{SP}	0,008	-	-	-	0,002	-	-	-
		r_{SP}	-0,144	-	-	-	-0,169	-	-	-
		R^2	-	-	-	-	-	-	-	-
Abt. 136 Überführung	HW	p_{SP}	0,000	0,231	0,811	0,836	0,000	0,231	0,873	0,180
		r_{SP}	0,542	0,120	0,024	-0,030	0,468	0,120	0,016	0,193
		R^2	-	-	-	-	-	-	-	-
Abt. 137 Bergmischwald	HW	p_{SP}	0,000	0,001	0,027	0,000	0,000	0,001	0,211	0,000
		r_{SP}	0,448	0,222	0,568	0,767	0,448	0,221	0,343	0,512
		R^2	-	-	-	-	-	-	-	-

Anhang F - 3: Ergebnisse der Korrelationsanalysen für den Einfluss des BHD auf die Anzahlen der Hauptgruppen (saproxylich, epixylisch) bzw. die Mikrohabitatformen über alle Baumarten für die drei Marteloskope. Codes nach Anhang A - 9. p_{SP} = p-value der SPEARMAN-Korrelation, r_{SP} = Rangkorrelationskoeffizient nach SPEARMAN

Fläche	Parameter		saproxylich	epixylisch	CV	IN	BA	DE	GR	EP	NE	OT
Abt. 138 Ausgangssituation	BHD	p_{SP}	0,000	0,000	0,781	0,000	0,000	0,200	0,000	0,002	0,868	0,238
		r_{SP}	-0,193	0,141	-0,009	-0,235	-0,221	-0,040	0,189	-0,096	0,005	0,037
Abt. 136 Überführung	BHD	p_{SP}	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,006	0,000	0,069	0,704	0,000
		r_{SP}	0,229	0,560	0,209	0,119	0,155	0,096	0,506	0,064	-0,013	0,322
Abt. 137 Bergmischwald	BHD	p_{SP}	0,000	0,000	0,000	0,076	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
		r_{SP}	0,339	0,587	0,389	0,058	0,224	0,375	0,529	0,371	0,164	0,164

Anhang F - 4: Ergebnisse der Korrelationsanalysen für den Einfluss des BHD auf die saproxylichen Mikrohabitatgruppen über alle Baumarten für die drei Marteloskope. Codes nach Anhang A - 9. p_{SP} = p-value der SPEARMAN-Korrelation, r_{SP} = Rangkorrelationskoeffizient nach SPEARMAN

Fläche	Parameter		CV1	CV2	CV3	CV4	CV5	IN1	IN2	IN3	BA1	BA2	DE1
Abt. 138 Ausgangssituation	BHD	p_{SP}	0,106	0,000	-	0,639	0,000	0,000	0,277	0,002	0,000	-	0,200
		r_{SP}	0,050	0,109	-	0,015	-0,137	-0,235	-0,034	-0,096	-0,221	-	-0,040
Abt. 136 Überführung	BHD	p_{SP}	-	0,000	-	0,111	0,236	0,036	0,000	-	0,000	-	0,006
		r_{SP}	-	0,208	-	0,056	0,042	0,074	0,127	-	0,155	-	0,096
Abt. 137 Bergmischwald	BHD	p_{SP}	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,943	0,000	0,000	0,662	0,000	0,000
		r_{SP}	0,196	0,250	0,247	0,169	0,177	0,002	0,213	0,157	-0,014	0,366	0,375

Anhang F - 5: Ergebnisse der Korrelationsanalysen für den Einfluss des BHD auf die epixylischen Mikrohabitatgruppen über alle Baumarten für die drei Marteloskope. Codes nach Anhang A - 9. p_{SP} = p-value der SPEARMAN-Korrelation, r_{SP} = Rangkorrelationskoeffizient nach SPEARMAN

Fläche	Parameter		GR1	GR2	GR3	EP1	EP2	EP3	NE1	NE2	OT1	OT2
Abt. 138 Ausgangssituation	BHD	p_{SP}	0,000	-	0,875	0,000	-	0,826	0,868	-	0,451	0,001
		r_{SP}	0,203	-	-0,005	-0,112	-	-0,007	0,005	-	0,023	0,105
Abt. 136 Überführung	BHD	p_{SP}	0,000	0,226	0,006	0,017	-	0,069	0,704	-	0,000	0,017
		r_{SP}	0,529	-0,043	0,097	0,085	-	0,064	-0,013	-	0,311	0,085
Abt. 137 Bergmischwald	BHD	p_{SP}	0,000	-	0,004	0,000	-	0,000	0,000	-	0,301	0,000
		r_{SP}	0,526	-	0,094	0,169	-	0,358	0,164	-	0,034	0,200

Anhang G – Einflussfaktoren Mikrohabitatanzahl nach GROßMANN und PYTTEL (2019)

Anhang G - 1: Einflussfaktoren auf die Mikrohabitatanzahl nach GROßMANN und PYTTEL (2019). bei graduellen Faktoren: + = positiver Einfluss, 0 = kein Einfluss, – = negativer Einfluss; bei kategorialen Faktoren: JA = signifikante Unterschiede zwischen den Faktoren. Angaben des Waldtyps gemäß denen der Autoren. zunehmende Vitalität von Totholz bis zum lebenden Baum

Einflussfaktoren auf Anzahl der Mikrohabitate je Baum															
Waldtyp	Forstwirtschaft	Baumalter	BHD	Zunehmende Vitalität	Stammzahl	Astigkeit	Wasserreiser	Kronensatzhöhe	Meereshöhe	Exposition	Grundfläche	Standort	Baumart	Landbesitzer	Quellen
Tiefland- und Bergwald	0		+	-								JA	JA		VIDOT ET AL. (2011)
Bergwald			+	-									JA		KIEHNE (2015)
Tiefland- und Bergmischwald	-		+	-											PAILLET ET AL. (2017)
Gemäßigte Zone	0		+					+					JA		OUIN ET AL. (2015)
Laubwald der gemäßigten Zone			+	-					0	0	+			JA	JOHANN UND SCHAICH (2016)
Buche-Tanne			+	-									JA		LARRIEU UND CABANETTES (2012)
Buche-Tanne	0		+										JA		LARRIEU ET AL. (2012)
Buche-Tanne (montan)	-		+										JA		LARRIEU ET AL. (2014)
Buche	-		+	-			+								WINTER ET AL. (2014)
Tiefland-Buche	-	+													WINTER (2005)
Tiefland-Buche	-		+												WINTER UND MÖLLER (2008)
Tiefland-Eiche-Buche-Mittelwald	-													JA	LARRIEU ET AL. (2016)
Eiche			+	-									JA		SCHÜRG (2015)
Mediterrane Eiche	-		+	-	-								JA		REGNERY ET AL. (2013)
Douglasie	-		+	0	-	-									WINTER ET AL. (2014)
Douglasie			+												MICHEL ET AL. (2011)

Selbstständigkeitserklärung

Hiermit erkläre ich, dass ich die von mir am heutigen Tage eingereichte Masterarbeit zum Thema:

**„Überführung von Fichtenreinbeständen in Bergmischwälder zum Anfassen:
Anlage, Auswertung und Auszeichnung einer Marteloskop-Sequenz im Erzgebirge“**

vollkommen selbständig und nur unter Benutzung der in der Arbeit angegebenen Literatur angefertigt habe.

Die Verbindung mit Betrieben, staatlichen Organen oder Einrichtungen usw. wurde nur in den in der Arbeit genannten Fällen im Einverständnis mit dem Betreuer aufgenommen.

Tharandt, den

.....

Jonas Fiedler

SLUB-Benutzungserklärung

Hiermit erteile ich der Sächsischen Landesbibliothek – Staats- und Universitätsbibliothek Dresden, Zweigbibliothek Forstwesen, das Recht, meine Masterarbeit in ihren Räumlichkeiten für jegliche Bibliotheksbenutzung – einschließlich der Präsenznutzung – bereitzustellen.

Tharandt, den

.....

Jonas Fiedler