

Einflussfaktoren auf die Biodiversität in laubwalddominierten Waldökosystemen

Diplomarbeit

von

Jana-Sophie Ette

zur Erlangung des akademischen Grades
einer Diplom-Ingenieurin
der technischen Wissenschaften
der Studienrichtung Forstwissenschaften



Betreuer/Beurteiler: Frau Assoc. Prof. DI Dr. Sonja Vospernik
Herrn Univ. Prof. Dipl.-FW. Dr. Arne Nothdurft
Herrn Dr. Tim Ritter, M.Sc. B.Sc.

eingereicht am 30.09.2018

Institut für Waldwachstum
Department für Wald- und Bodenwissenschaften
der Universität für Bodenkultur Wien

Danksagung

Für die exzellente Betreuung und Unterstützung während dieser Arbeit möchte ich mich sehr herzlich bedanken bei:

- Herrn DI **Harald Brenner**, Biosphärenpark Wienerwald Management GmbH
- Frau DI Dr. **Monika Kanzian**, Österreichische Bundesforste AG
- Herrn DI **Werner Fleck**, Forstamt und Landwirtschaftsbetrieb der Stadt Wien
- Herrn Univ. Prof. Dipl.-FW. Dr. **Arne Nothdurft**, Institut für Waldwachstum an der Universität für Bodenkultur Wien
- Herrn Dr. **Tim Ritter**, M.Sc., Institut für Waldwachstum an der Universität für Bodenkultur Wien
- Frau Assoc. Prof. DI Dr. **Sonja Vospernik**, Institut für Waldwachstum an der Universität für Bodenkultur Wien
- Frau DI Dr. **Alexandra Wieshaider**, Österreichische Bundesforste AG

Zusammenfassung

Einflussfaktoren auf die Biodiversität in laubwalddominierten Waldökosystemen

Schlagwörter: Biodiversität, Einflussfaktoren, Totholz, Naturverjüngung, Forstinventur, natürliche Waldentwicklung, Biosphärenpark Wienerwald, Kernzonen

Der Verlust von Biodiversität ist eine der größten ökologischen Herausforderungen unserer Zeit. Biodiversität bildet die Grundlage für die vielfältigen Ökosystemfunktionen und damit die Basis unseres Wirtschaftssystems. Das politische und wissenschaftliche Interesse an der Bewertung der Biodiversität von Ökosystemen steigt daher stetig. Nachhaltige Waldbewirtschaftung (*Sustainable Forest Management*) zeichnet sich laut Definition auch dadurch aus, dass die Auswirkungen auf die Biodiversität bei Entscheidungen berücksichtigt werden und ein Monitoring hierfür in den Betrieben etabliert ist.

In der Diplomarbeit werden 1649 Inventurpunkte als Ergebnisse der Projekte „Basismonitoring der Kernzonen“ und „Bodenmonitoring“ in den 37 unbewirtschafteten Kernzonen des Biosphärenparks Wienerwald auf einer Flächengröße von insgesamt 5.400 Hektar ausgewertet. Die zugrundeliegenden Daten umfassen Winkelzählproben, Totholzaufnahmen, Verjüngungs- und Verbißaufnahmen, Bodenprofilansprachen und Bodenlaboranalysen. Mit Random Forest und VSURF wurden anschließend je Biodiversitätsindex drei Modelle berechnet. Somit werden die maßgeblich wirkenden Einflussfaktoren für jeden Biodiversitätsindex und zusätzlich die Zusammenhänge zwischen den verwendeten Indizes ermittelt.

Die für die Arbeit ausgewählten Biodiversitätsindizes wurden so gewählt, dass mindestens je einer die Strukturaspekte Horizontalverteilung (Clark & Evans- Index), Bestandesdichte (Stand Density Index, Crown Competition Factor), Differenzierung (Durchmesser differenzierung nach FÜLDNER) und Artendiversität (Shannon-Index) abdeckt. Die stärkste Impact-Wirkung zwischen den Indizes ergibt sich zwischen Crown Competition Factor und dem Stand Density Index. Bei dem Clark & Evans-Index sind die Zusammenhänge mit anderen Indizes am schwächsten, beim Stand Density Index hingegen allgemein am stärksten ausgeprägt.

Über alle Indizes hinweg hat die Gruppe der Alters- und Dichtebedingten Einflussfaktoren mit den Strukturbedingten Einflussfaktoren den größten Einfluss auf die Biodiversität in den unbewirtschafteten Kernzonen des buchendominierten Laubmischwalds. Klassische Forstinventuren zeigen sich somit dazu geeignet, die Entwicklung der Biodiversität auf der Fläche verlässlich einzuschätzen.

Aufbauend auf den Ergebnissen sollen für Waldbesitzer und Bewirtschafter Möglichkeiten zur gezielten Biodiversitätssteigerung im Flächenmanagement von Laubwäldern aufgezeigt werden. Anhand der Ergebnisse empfiehlt sich ein regelmäßiger Einsatz von schirm- und femelartigen Bewirtschaftungskonzepten und die seltene Anwendung von Kahlschlägen, sowie Retention Forestry Ansätze.

Abstract

Major factors impacting biodiversity in forest ecosystems dominated by broad-leaved tree species

Keywords: Biodiversity, Major impacts, Deadwood, Natural regeneration, Forest Inventory, Natural Forest Dynamics, Biosphere Reserve Vienna Woods, Unmanaged Core Zones

The loss of biodiversity is globally one of the greatest ecological challenges of our time. Biodiversity is the fundament of the variegated Ecosystem Services, equivalent to the basis of our economic system. The political and scientific interest in the evaluation of biodiversity patterns of ecosystems is therefore increasing continuously. *Sustainable Forest Management* is characterized by taking consequences of operational decisions on biodiversity into consideration and establishing biodiversity monitoring in forest enterprises.

This master thesis relies on 1649 forest inventory data plots out of the projects “Basismonitoring in den Kernzonen” and “Bodenmonitoring” gathered in the 37 unmanaged core zones of the Biosphere Reserve Vienna Woods with a total size of 5400ha. The resulting data set includes information stemming from the Angel Count Method (Bitterlich-Method), Dead Woody Debris recordings, data on rejuvenation and soil-analyses in the field and the laboratory. The evaluation was performed using Random Forest and VSURF in three models for each biodiversity index. Thus, major factors impacting the biodiversity indices and the relation in between the biodiversity indices could be identified.

The examined biodiversity indices were chosen with the intention of covering the structural aspects of horizontal distribution (Clark & Evans-Index), stand-density (Stand Density Index, Crown Competition Factor), differentiation (index of diameter differentiation, Földner-Index) and species diversity (Species Heterogeneity Index, Shannon-Index). Strongest agreement between the biodiversity indices occurs between the Crown Competition Factor and the Stand Density Index. Generally, the Clark & Evans-Index showed lowest levels of agreement with other indices, whereas the Stand Density Index indicated highest ones.

Looking at all indices, the age- and density-related impact factors and the structural-related impact factors have the highest importance on the assessment of the biodiversity in the unmanaged core zones (mixed stands dominated by *F. sylvatica*). Classical forest inventories (NFI) have therefore the potential to estimate the development of stand biodiversity in comparable forest ecosystems.

The aim of the master thesis is to point out which parameters have the strongest impact on biodiversity in the unmanaged core zones of the Biosphere Reserve Vienna Woods. The impact factors that have been tested with Random Forest are forest structure and forest composition, soil and bedrock consistency, site characteristics, tree competition, dead wood amount (lying and standing) and game browsing impact. Furthermore, the paper analyzes statistical interdependencies between selected biodiversity indices.

Based on the results, recommendations and opportunities for intentional enhancement of biodiversity are derived for forest owners and managers of deciduous forests. For this kind of ecosystems, regular shelterwood cutting and patchy clearances in combination with rare clear-cutting and retention-forestry-approaches are advisable for Sustainable Forest Management.

Inhaltsverzeichnis

Danksagung	I
Zusammenfassung.....	II
Abstract	III
Inhaltsverzeichnis.....	IV
Abkürzungen.....	VI
1. Einleitung.....	1
1.1 Biodiversität.....	1
1.2 Der Biosphärenpark Wienerwald.....	2
1.3 Forschungsziel.....	4
1.4 Forschungsfragen.....	4
2. Standortsbeschreibung	4
2.1 Geographische Lage	5
2.2 Klima	6
2.3 Geologie, Morphologie und Böden.....	7
2.4 Forstlicher Bewuchs.....	8
3. Methodik	10
3.1 Datengrundlage.....	10
3.1.1 Basismonitoring der Kernzonen.....	10
3.1.2 Bodenmonitoring.....	13
3.2 Datenauswertung	14
3.2.1 Wahl der Biodiversitätsindizes	14
3.2.2 Maßgebliche Einflussfaktoren	19
3.2.3 Anwendbarkeit von Bridging Functions.....	21
3.2.4 Literaturrecherche.....	22
4. Ergebnisse	22
4.1 Einflussfaktoren auf die Biodiversität	22
4.2 Zusammenhänge zwischen den Biodiversitätsindizes	34
4.3 Ergebnisübersicht.....	40
5. Diskussion.....	45
5.1 Diskussion der Ergebnisse.....	45
5.1.1 Diskussion der Biodiversitätsindizes	45
5.1.2 Diskussion der Managementempfehlungen.....	51
5.2 Diskussion der Methoden	52
5.2.1 Datenerhebung.....	52
5.2.2 Datenauswertung.....	54
6. Schlussfolgerungen.....	55

6.1	Forschungsfragen	55
6.2	Fazit	58
	Literaturverzeichnis	i
	Tabellen- und Abbildungsverzeichnis	xiv
	Anhang	xvii

Abkürzungen

BFW	Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald
BHD	Brusthöhendurchmesser
BOKU	Universität für Bodenkultur Wien
BPWW	Biosphärenpark Wienerwald
CCF	Crown Competition Factor
C&E	Clark & Evans-Index
dg	Durchmesser des Grundflächenzentralstamms
G	Bestandesgrundfläche [m^2/ha]
ha	Hektar
KZO	Kernzone
MDM	Mittendurchmesser
MA49	Forstamt und Landwirtschaftsbetrieb der Stadt Wien
MSE	Mean Squared Error
MSE%	Senkung des MSE bei Zunahme einer Variablen [%]
N	Stammzahl pro Hektar
SDI	Stand Density Index
V	Lebender Bestandesvorrat pro Hektar
Vfm	Vorratsfestmeter
WZP	Winkelzählprobe

1. Einleitung

ROCKSTRÖM ET AL. (2009) bezeichnen den Verlust der Biodiversität als größte ökologische Herausforderung unserer Zeit. Der Biodiversitätsverlust wird dabei als eine direkte Folge des Klimawandels und der Entwicklung der globalen Phosphor- und Stickstoffkreisläufe dargestellt. Biodiversität bildet die Grundlage für die vielfältigen Ökosystemfunktionen und damit die Basis unseres Wirtschaftssystems und unserer Zivilisation (UN BIODIVERSITÄTSKONVENTION, 1992). Daher steigt das politische und wissenschaftliche Interesse an der Bewertung der Biodiversität von Ökosystemen stetig.

In Mitteleuropa zeigen landschaftlich zumeist die Wälder die größte Naturnähe und sind wichtige Träger für den Erhalt der Biodiversität (LINDENMAYER U. FRANKLIN, 2002). Zugleich ist die Forstwirtschaft, gerade in ländlichen Gegenden, ein wichtiger Arbeitgeber, hat eine hohe kulturhistorische Bedeutung als traditionelle Landnutzungsform und dient der Rohstoffversorgung. Nachhaltige Waldbewirtschaftung (*Sustainable Forest Management*) zeichnet sich jedoch mitunter dadurch aus, dass die Auswirkungen auf die Biodiversität bei Entscheidungen berücksichtigt werden und ein Monitoring hierfür auf Betriebsebene etabliert ist (Kriterium 4; FOREST EUROPE, UNECE U. FAO, 2011). Zu Bewirtschaftungszwecken wurden in Europa bereits vor langer Zeit flächendeckend nationale Forstinventuren zur Beurteilung der Holzvorratsentwicklung entwickelt. Es gibt einen bislang offenen wissenschaftlichen Diskurs darüber, ob diese nationalen Forstinventuren auch das Potential für Aussagen über die Biodiversitätsentwicklung der Flächen haben (CORONA ET AL., 2011). Um welche Faktoren könnten diese Inventuren gegebenenfalls ergänzt werden? Wie könnte man durch Management die entscheidenden Einflussfaktoren auf die Biodiversität gezielt positiv beeinflussen?

Die vorliegende Diplomarbeit versucht, anhand der Auswertung von insgesamt 1649 Stichproben-Inventurpunkten und 422 Bodenanalysen in den unbewirtschafteten Kernzonen des Biosphärenparks Wienerwalds Antworten auf diese Fragen für buchendominierte Waldökosysteme zu geben und, darauf aufbauend, Empfehlungen und Impulse für das Management auszusprechen.

1.1 Biodiversität

Seit der Renaissance wollen Forscher wie Conrad Gesner (1516-1565) einen Überblick über die natürliche Vielfalt gewinnen. Jedoch erst zweihundert Jahre später wird durch Carl von Linné (1707-1778) das nomenklatorische System der Arten etabliert (BEIERKUHNLEIN, 1998). In den 1980er und 1990er-Jahren wird der Diversitätsbegriff um wesentliche Aspekte erweitert und beinhaltet nun auch die Diversität von Landschaften und Ökosystemen. Im Rahmen einer Tagung, die sich mit den Problemen globaler Artenverluste befasst, werden 1986 erstmals die englischen Begriffe "Biological Diversity" zu "BioDiversity" zusammengezogen.

Seit der UN-Biodiversitäts-Konvention (Rio de Janeiro, 1992) bekommt „Biodiversität“ auf internationaler Ebene als Wissenschaftskonzept, sowie als umweltpolitisches Schlagwort, Bedeutung (BEIERKUHNLEIN, 1998). Das umweltpolitische Gewicht ergibt sich hierbei aus der *Ecological Insurance Hypothesis*¹ und der daraus zu erwartenden *funktionalen Redundanz*²

¹*Ecological Insurance Hypothesis*: Eine erhöhte Diversität der Artenzusammensetzung und Genetik einer Population führt zur Stabilisierung von Ökosystemen

²*funktionalen Redundanz*: Eine erhöhte Artendiversität senkt die Wahrscheinlichkeit des Verlusts von Ökosystemleistungen bei Veränderung von Umweltbedingungen, da mehrere Arten mit verschiedenen umweltfaktorbedingten Toleranzschwellen dieselbe Funktion erfüllen können.

der Ökosysteme (DEN BOER, 1968; YACHI U. LOREAU, 1999). In der Biodiversitäts-Konvention wird der Begriff neu definiert als:

„Die Variabilität unter lebenden Organismen jeglicher Herkunft, [...] dies umfasst die Vielfalt innerhalb der Arten und zwischen den Arten und die Vielfalt der Ökosysteme.“
(UN BIODIVERSITÄTSKONVENTION, 1992)

Durch die nun erweiterte Definition der Biodiversität ergibt sich eine funktionelle Betrachtungsweise und drei Dimensionen des Begriffes: Die Vielfalt von Arten, von Ökosystemen sowie die genetische Diversität (UN BIODIVERSITÄTSKONVENTION, 1992).

Als nicht vollständig erfass- und messbare Größe beschreibt Biodiversität die Vielfalt biotischer Einheiten zu einem bestimmten Zeitpunkt (bzw. Zeitraum) in einem bestimmten Raum (BEIERKUHNLEIN, 1998; WILLIAMS, 2004). Zugrundeliegend ist dabei die Erkenntnis, dass eine höhere Vielfalt an Lebensraumstrukturen und Pflanzenarten mit der Artenanzahl an vergesellschafteten Lebewesen in einem Ökosystem durch hohe Nischenheterogenität positiv korreliert ist (BEGON ET AL., 1991; TEWS ET AL., 2004; WINTER U. MÖLLER, 2008; MOTZ ET AL., 2010). Unterschiedliche Biodiversitäts-Indizes schätzen somit als Proxys indirekt sehr gut die zu erwartende Biodiversität eines Gebietes anhand verschiedener, messbarer Teilaspekte (HABER, 1982). Diese werden, in Kombination verwendet, sehr aussagekräftig (LETCHER ET AL., 1998; AMMER UND SCHUBERT, 1999; ELLENBERG ET AL., 1985). Bei Studien und Untersuchungen zur Beschreibung der Diversität eines Gebietes werden selten alle drei Dimensionen der Biodiversität zu gleichen Teilen berücksichtigt, da dies sehr umfangreiche Datengrundlagen erfordert. Die Komplexität des Begriffes steigt zudem dadurch, dass die Einschätzung sehr stark skalenabhängig ist (DENGLER, 2012). Somit kann ein kleines, lokales Gebiet mit wenigen, hochspezialisierten Arten (=niedrige Alpha-Diversität) auf regionaler Ebene eine sehr hohe Bedeutung für die Beta-Diversität haben, wenn es sich stark von seiner Umgebung unterscheidet. Dies kann die Kommunikation des Begriffes sehr erschweren und zu Missverständnissen in der Öffentlichkeit führen, da Biodiversität allgemein in Medien und Diskussionen häufig vereinfacht mit „Artenvielfalt“ (~ Alpha-Diversität³ nach WHITTAKER (1972) bezeichnet und gleichgesetzt wird.

Waldökosysteme sind Lebensraum für 80% der terrestrischen Arten, jedoch sind global nur 12% der Wälder ausgewiesene Schutzgebiete (FAO, 2010). Dabei ist auch der Naturschutz global und lokal Trends und Strömungen unterworfen, die seine Zielvariablen über die Zeit verändern. Es ist letztlich eine ethisch-gesellschaftliche Frage, welche konkreten Elemente der häufig geforderten „hohen Biodiversität“ in der Folge als schützens- und erhaltenswert gelten. Denn da die Naturschutzflächen begrenzt sind, stehen diese Elemente in Zielkonkurrenz zueinander und lassen sich nicht alle auf derselben Fläche maximieren.

1.2 Der Biosphärenpark Wienerwald

Das Untersuchungsgebiet der Diplomarbeit besteht aus den mosaikartig verteilten Kernzonen des Biosphärenparks Wienerwald, welcher von der UNESCO im Jahr 2005 mit einem Prädikat als „Modellregion für nachhaltige Entwicklung“ ausgezeichnet worden ist. Dieser Begriff umfasst die Nachhaltigkeit in den Bereichen Ökonomie, Ökologie und Soziales. Die wesentlichen Ziele der Biosphärenparke bestehen (1) im Schutz der Biodiversität, (2) in der Entwicklung und Förderung nachhaltiger Formen der traditionellen Landnutzung und (3) in Forschungs- und Bildungsaktivitäten (DEUTSCHE UNESCO-KOMMISSION, 2018). Zu diesem Zweck werden Biosphärenparke/reservate nach Vorgabe der UNESCO in Kern-, Pflege-, und Entwicklungszonen unterteilt, bei welchen unterschiedliche

³Nach WHITTAKER (1972) kann die Artendiversität in Alpha-, Beta-, Gamma-, Delta- und Epsilon-Diversität eingeteilt werden, um Diversitätsmuster auf einer Fläche zu beschreiben.

Strategien für die forstliche Bewirtschaftung und Naturschutzkategorisierung bestehen. Global gibt es aktuell 669 international repräsentative Modellregionen in 120 Ländern (DEUTSCHE UNESCO-KOMMISSION, 2018).

Im Biosphärenpark Wienerwald bilden die Entwicklungszonen mit 76% der insgesamt 105.000 Hektar den flächenmäßig größten Wirtschafts- und Siedlungsraum für die circa 815.000 Bewohner der Wienerwald-Region (BRENNER U. LUTTERSCHMIED, 2017). Die Pflegezone beträgt 19% des Biosphärenparks Wienerwald und besteht vor allem aus den Offenlandbereichen der Kulturlandschaft und Gewässer, wirkt aber auch als Puffer zu den unbewirtschafteten Kernzonen (BPWW, 2018). Die 37 Kernzonen des Biosphärenparks mit einer Größe von insgesamt 5.400 Hektar (5%) dienen dem Prozess-Naturschutz und sind gleichzeitig Forschungsobjekt (Vgl. Abb.1). Die natürlichen Prozessabläufe der Waldentwicklung sollen anschließend in der ökologischen Waldbewirtschaftung imitiert und das ökologische Ertragsniveau auf diese Weise großflächig erhalten werden (BRENNER U. LUTTERSCHMIED, 2017). Im Biosphärenpark liegen verschiedenen Naturschutzkategorien vor. So finden sich Ausweisungen als Europaschutzgebiet, Naturschutzgebiet, Naturwaldreservat, Naturpark, geschützte Biotope, Landschaftsschutzgebiet und als Naturdenkmäler.

DER BIOSPHÄRENPAK WIENERWALD

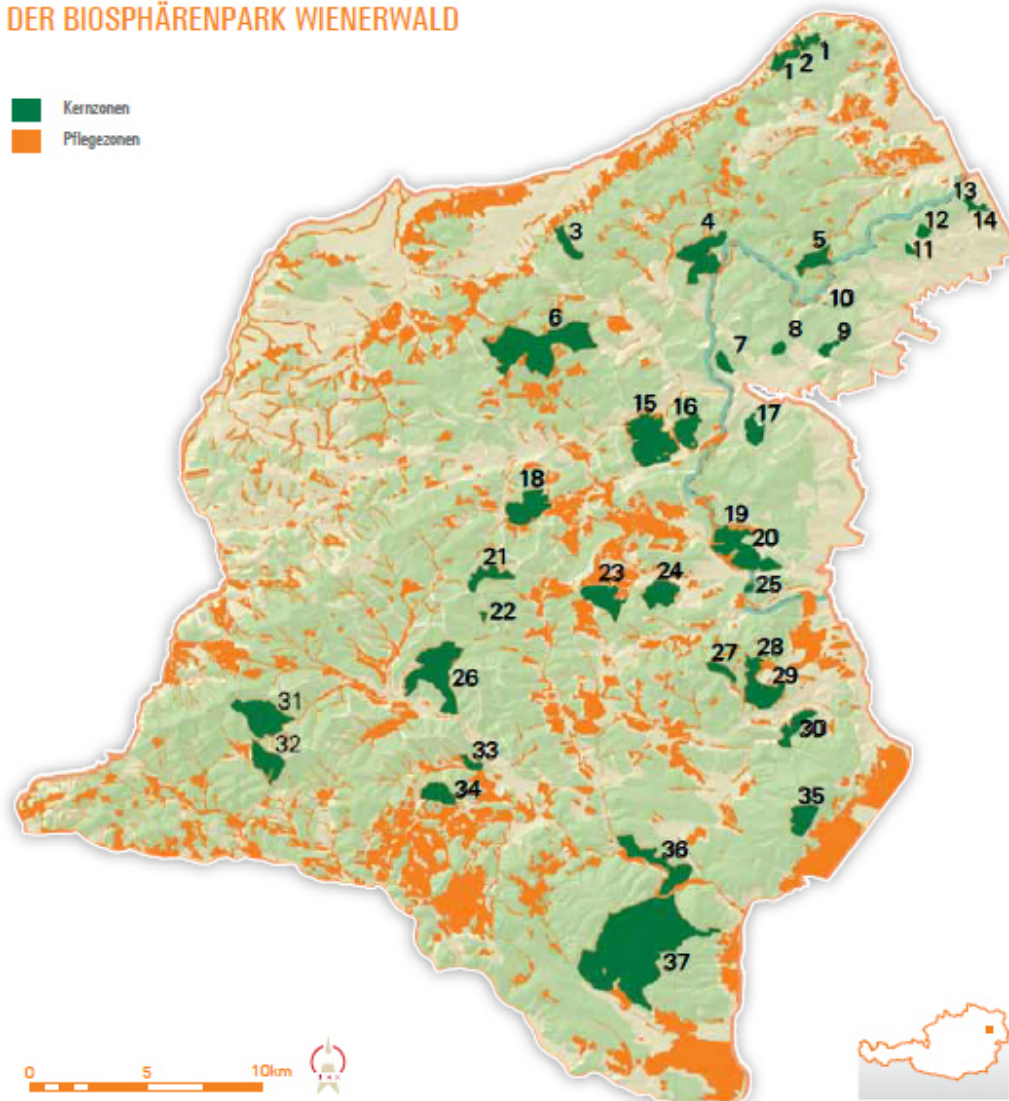


Abb. 1: Die Zonierung des Biosphärenparks Wienerwald und die Einteilung der Kernzonen.

1.3 Forschungsziel

Anhand der Diplomarbeit soll untersucht werden, welche Parameter in den unbewirtschafteten Kernzonen des Biosphärenparks Wienerwald die Biodiversität am stärksten beeinflussen. Hierbei werden als Einflussgrößen Bestandsaufbau, Boden- und Grundgestein, Lage, Konkurrenz, Totholz und Wildeinfluss geprüft. Zudem soll festgestellt werden, wie die statistischen Zusammenhänge zwischen den angewendeten Biodiversitäts-Indizes sind.

Aufbauend auf den Ergebnissen sollen für Waldbesitzer und Bewirtschafter Möglichkeiten zum Erhalt oder der gezielten Biodiversitäts-Steigerung im Flächenmanagement von Laubwäldern aufgezeigt werden.

In einem zweiten Schritt soll anschließend die Aufnahmemethodik der Kernzonen des Biosphärenparks Wienerwald im Licht der statistischen Ergebnisse untersucht und eventuelles Optimierungspotential aufgedeckt werden. Hierbei stellt sich zusätzlich die grundlegende Frage, um welche Elemente klassische Forstinventuren hinsichtlich einer späteren Auswertung mit Biodiversitätsindizes sinnvoll ergänzt werden können.

1.4 Forschungsfragen

Entsprechend der Forschungsziele wurden für die Diplomarbeit folgende drei Forschungsfragen festgelegt:

- 1. Welche Einflussfaktoren auf die Biodiversität können belegt werden?**
 - 1.1 Welche Parameter beeinflussen die Biodiversität in den laubholzdominierten Systemen des Wienerwalds am stärksten?
 - 1.2 Welcher Zusammenhang besteht zwischen den Biodiversitätsindizes?
- 2. Wie können die Ergebnisse der Auswertung für das Management des Biosphärenparks Wienerwald genutzt werden?**
 - 2.1 Wie können relevanten Einflussgrößen durch Management positiv beeinflusst werden?
 - 2.2 Kann die Aufnahmemethodik im Biosphärenpark Wienerwald optimiert werden?
- 3. Welche Faktoren könnten in vergleichbaren Ökosystemen zusätzlich zu jenen der klassischen Forstinventur aufgenommen werden, um die Entwicklung der Biodiversität auf der Fläche besser beurteilen zu können?**

2. Standortbeschreibung

Die Standortbedingungen und Standortfaktoren beeinflussen die lokal auftretenden Tier- und Pflanzenlebensgemeinschaften und ihre Sukzession. Andererseits erzeugen Bäume unter dem Kronendach ein Bestandsinnenklima, das sich gegenüber waldfreien Gebieten durch höhere Luftfeuchte, geringere Temperaturschwankungen und schwächere Windeinwirkung abgrenzen lässt (HOFMEISTER, 2004). Zusätzlich sind Bäume mit dem Boden durch den Entzug von Mineralsalzen und die Abgabe toter Biomasse in Nährstoffkreisläufen verbunden. Somit gehören Bäume ökologisch zu jenen Lebewesen, welche durch den

Standort zwar im Auftreten entscheidend determiniert werden, jedoch zugleich die Fähigkeit besitzen, die Umwelteinflüsse nach erfolgreicher Etablierung zu ihrem Vorteil kleinräumig zu verändern. Der Biosphärenpark Wienerwald zeigt auf relativ kleiner Fläche eine große Standortvielfalt, was die Artenvielfalt des Gebietes fördert.

2.1 Geographische Lage

Der Biosphärenpark Wienerwald liegt in Ostösterreich und umfasst sieben westliche Wiener Gemeindebezirke und 51 Gemeinden im Bundesland Niederösterreich (Vgl. Abb. 2). In dem Gebiet liegen drei große Forstbetriebe (Land- und Forstbetriebe der Stadt Wien, Stift Heilgenkreuz sowie der Forstbetrieb Wienerwald der Österreichischen Bundesforste AG).

Der Wienerwald bildet einen Übergangsbereich vom Wiener Becken zu den nördlichen Kalkalpen. Begrenzt wird der Wienerwald im Westen von der großen Tulln, im Norden vom Tullnerfeld und der Donau, im Osten vom Wiener Becken und im Süden vom Tresting- und Gölsental (LOISKANDL, S.D.). Das Gebiet hat, durch die klimatisch vorteilhafte Lage an der Thermenlinie, eine sehr lange Nutzungsgeschichte als Kulturlandschaft mit starkem menschlichem Einfluss (SCHACHINGER, 1934). Wie Fundberichte zeigen, erfolgte die erste Besiedlung des Wienerwaldes und Anlage von Kulturpflanzen bereits um 3000-2200 v. Chr. (MUCH, 1897).

Von den untersuchten Kernzonen liegen politisch 27 im Bundesland Niederösterreich und 10 im Wiener Stadtgebiet. Die Kernzonen unterscheiden sich jedoch stark hinsichtlich ihrer Größe, welche zwischen 1,5–1.300 ha betragen kann, und stehen im Besitz neun verschiedener Grundeigentümer.

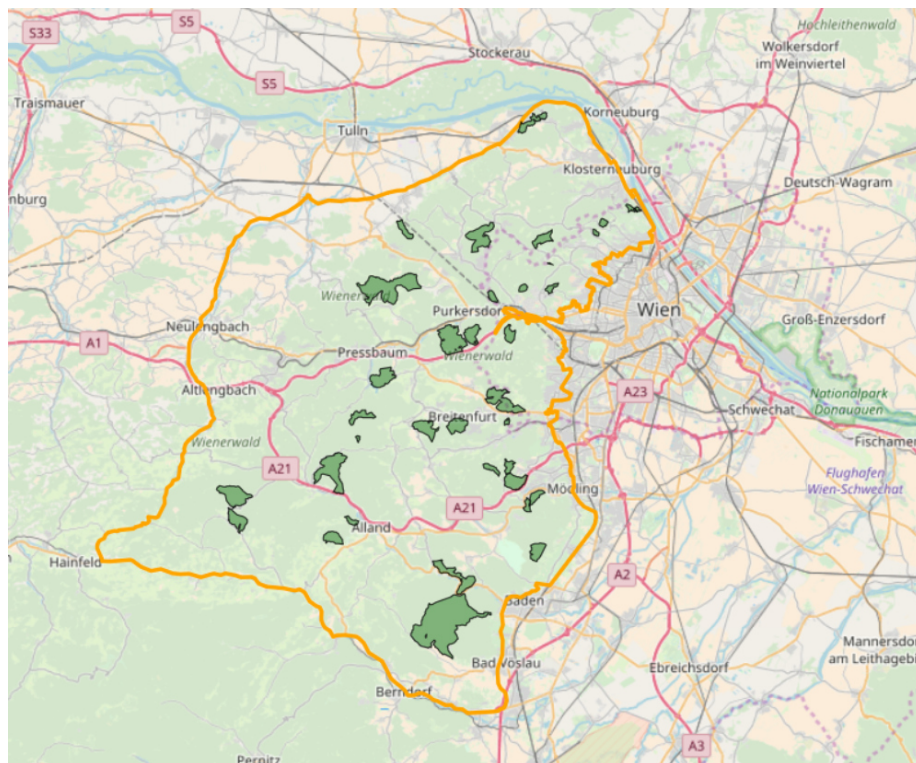


Abb. 2: Lage des Biosphärenparks Wienerwalds in den Bundesländern Wien und Niederösterreich mit grüner Einfärbung der mosaikartig verteilten Kernzonen (BPWW, 2018).

2.2 Klima

Klimatisch kann der Wienerwald in zwei Bereiche unterteilt werden und ist somit Grenzgebiet zweier Klimaprovinzen. Er bildet einen Übergangsbereich zwischen der pannonischen Ausprägung entlang der Thermenlinie im Osten und der atlantischen Ausprägung im Nord-Westen. Die kontinental geprägten Bereiche sind im Wienerwald jedoch flächenmäßig weitaus häufiger vertreten.

Die von Süd-Westen nach Nord-Osten verlaufenden Höhenzüge (Schöpfl) wirken daher als Klima- und Wetterscheide: Im Osten herrscht ein trocken-warmes, deutlich pannonisch beeinflusstes Klima mit durchschnittlich 600mm Jahresniederschlag vor, den Westen prägt hingegen ein feucht-mildes Klima mit durchschnittlichen Jahresniederschlägen bis 1000mm und kühl-feuchteren Sommern (LOISKANDL, s.d.; KILIAN et al., 1994). Die von Westen kommenden, feuchten Luftmassen regnen sich häufig bereits am nordwestlichen Gebietsrand ab.

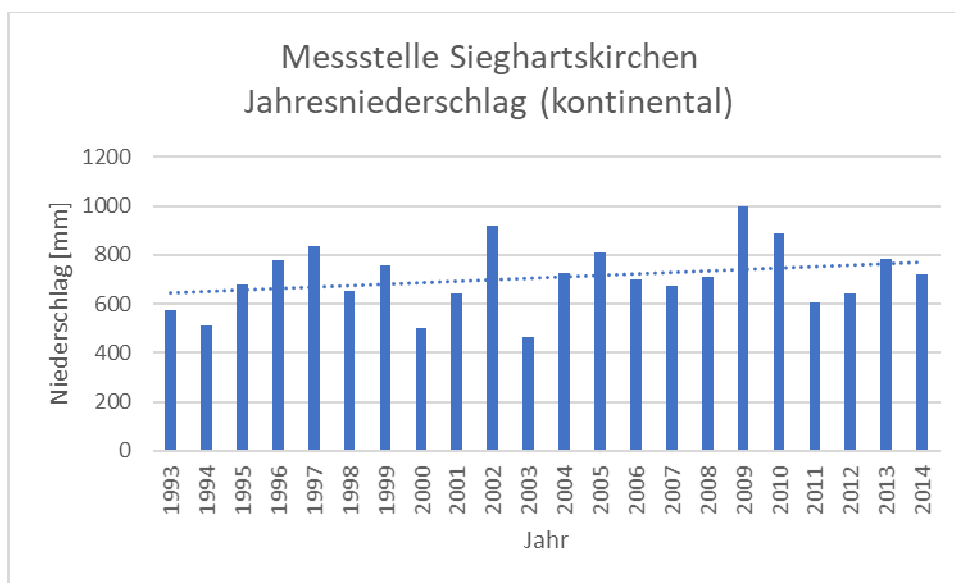


Abb. 3: Aufgezeichneter Jahresniederschlag an der Messstation Sieghartskirchen.

Die Daten der hydrographischen Messstellen (*eHya*) verdeutlichen die Besonderheiten des Wienerwald-Gebietes, welches sich kleinräumig durch sehr stark differenzierte Niederschlagsmengen auszeichnet. Die klimatisch kontinental geprägten Messstation Sieghartskirchen zeigt beispielsweise einen durchschnittlichen Jahresniederschlag von 677mm (Vgl. Abb. 3). Wobei das Minimum bei 467mm (im Jahr 2003) und das Maximum bei 996mm (im Jahr 2009) liegt. Im selben Vergleichszeitraum zeigt die Messstelle Pottenstein nur durchschnittliche Jahresniederschläge von 119mm und ein Maximum von 266mm im Jahr 2005.

Der, im Vergleich zur Lebensdauer von Bäumen, kurze Erhebungszeitraum dieser Angaben lässt keine klare Aussage über limitierende Standortsfaktoren zu, dient aber der Orientierung, weshalb er hier angeführt wird. Zudem ist für das Überleben der Lebewesen die Verteilung der Niederschläge über den Jahresverlauf von höherer Relevanz als die Jahressummenwerte. Die klimatischen Faktoren üben Einfluss auf Bodennutzung, Wachstum, Oberflächengestaltung und Besiedlung aus (SCHACHINGER, 1934).

Januar ist der durchschnittlich kälteste ($-1,1^{\circ}\text{C}$) und niederschlagärmste Monat, während im Gegensatz dazu im Juni mit den höchsten Niederschlagsmengen gerechnet werden kann (Vgl. Abb. 4). Im Vergleich zu historische Aufzeichnungen aus dem Wienerwald der Periode 1881-1920 zeigt sich eine leichte Verschiebung der Monate mit durchschnittlich geringstem

Niederschlag (vormals Februar) und durchschnittlich höchstem Niederschlag (vormals Juli). Die durchschnittlichen Jahressummen sind jedoch ähnlich (Vgl. SCHACHINGER, 1934). Die höchsten durchschnittlichen Temperaturen werden im Juli erreicht (19,2°C). Die durchschnittliche Jahrestemperatur beträgt für den 14. Wiener Gemeindebezirk 9,3°C.

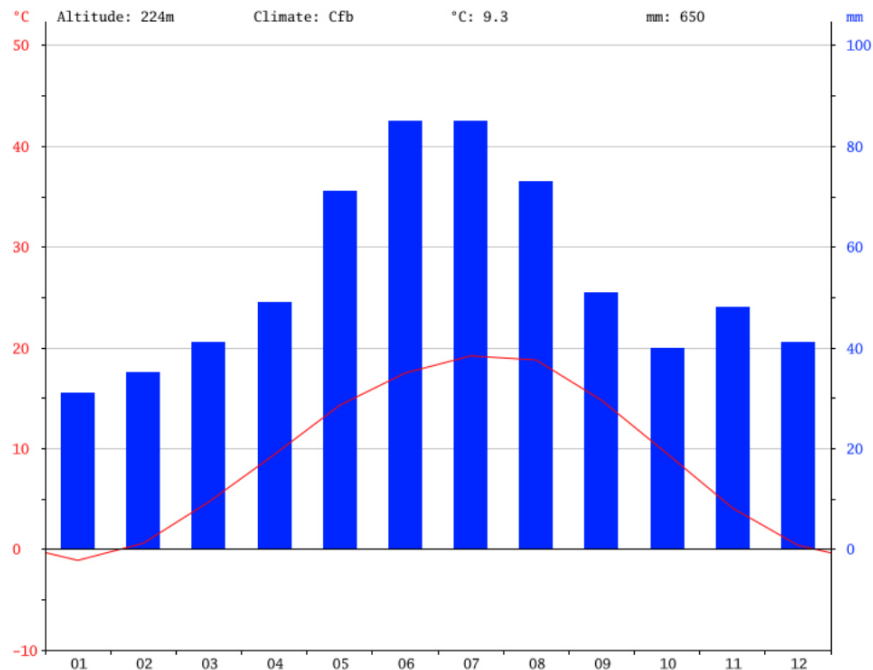


Abb. 4: Aufgezeichneter, durchschnittlicher Jahresverlauf von Temperatur und Niederschlagsmenge für den 14. Wiener Gemeindebezirk. Die rote Linie zeigt den Temperaturverlauf, die blauen Balken die Niederschlagssummen je Monat.

Die Mächtigkeit und Dauer der Schneedecken im Wienerwald sind von der Terrainform, den Windverhältnissen, der Exposition und in besonderem Maße von der Seehöhe abhängig (SCHACHINGER, 1934). Der Osthang des Wienerwaldes zeigt daher geringere Schneedauer und Schneehöhen mit geringeren Wintertemperaturen und niedrigeren Seehöhen. Die Hauptwindrichtung ist in allen Jahreszeiten N-NW (SCHACHINGER, 1934).

2.3 Geologie, Morphologie und Böden

Die geologische Entstehung der Wienerwaldregion beginnt nach SCHACHINGER (1934) in der Trias mit Ablagerungen aus dem zentralen Mittelmeer *Thetys*. Zur Kreidezeit war das Wienerwaldgebiet bereits landfest und bildete die Südküste eines Flyschmeeres (SCHACHINGER, 1934). Später wurde das Gebiet noch von Teildecken nach Norden überschoben, womit der Grundbau des Wienerwaldes bereits abgeschlossen war. Das Flyschgestein ist aus einer Wechsellagerung von Mergel und Ton sowie Sandstein aufgebaut (KILIAN ET AL., 1994). Das charakteristische, hügelige Relief entstand durch die Hebungs- und Senkungsvorgänge in Zusammenhang mit dem Einbruch des Wiener Beckens durch die Auftrennung von Alpen- und Karpatenbogen. Aus jener Zeit entstanden Leithakalke und die Sande von Gainfarn und Pötzleinsdorf, sowie der Badener Tegel (SCHACHINGER, 1934). Die abermalige Ausdehnung eines mediterranen Meeres im Wiener Becken führte zur späteren Bildung von Kalken, Konglomeraten und Tegel. Das Wienerwaldgebiet stellt in weiten Teilen eine typische Mittelgebirgs- und Bergrückenlandschaft dar, mit breiten Gipelformen, breiten Tälern, wenig nacktem Gestein, mäßiger Hangneigung und schweren Böden (SCHACHINGER, 1934). Zwischen den gerundeten Landformen ist in den Kerbtälern eine unregelmäßige Wasserführung

charakteristisch (KILIAN ET AL., 1994; LOISKANDL, S.D.). Der Hauptzug des Wienerwald-Sandsteingebiets verläuft in West-Ost-Richtung, die Nebenkämme nach Süd-West (SCHACHINGER, 1934). Die Flyschzone nimmt 80% der Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes ein.

Der Verlauf der Scheide zwischen dem Kalk- und Flysch-Wienerwald (Vgl. Abb. 5) ist oberflächlich und landschaftlich nicht deutlich ersichtlich (SCHACHINGER, 1934). Sie verläuft entlang von Altenmarkt-Alland-Kaltenleutgeben-Kalksburg-Mauer (LOISKANDL, S.D.). Die nördliche Randzone zieht sich von St. Andrä über Anzbach-Neulengbach-Phyra nach Ochsenburg und besteht aus Kalkmergeln, Kalken, Kalksandstein und Sandstein. Die Dolomitgebiete des Kalkwienerwalds (Höllensteinzug, Föhrenbergzug, südlicher Anningerstock und Lindkogelstock) zeichnen sich zudem durch überwiegend mechanische Verwitterung und starke oberflächliche Entwässerung aus (SCHACHINGER, 1934). Charakteristisch für den Kalkwienerwald ist das anstehende, helle Gestein. Bei weicheeren Gesteinsarten (Werfener Schiefer, Lunzersandstein und Gosaubildung) ergibt sich eine ähnliche Formgestaltung wie in der Flyschzone (SCHACHINGER, 1934). Teilweise finden sich jedoch auch typische Karsterscheinungen wie dolinenartige Einbrüche, Höhlen, Klausen und Trockentäler.

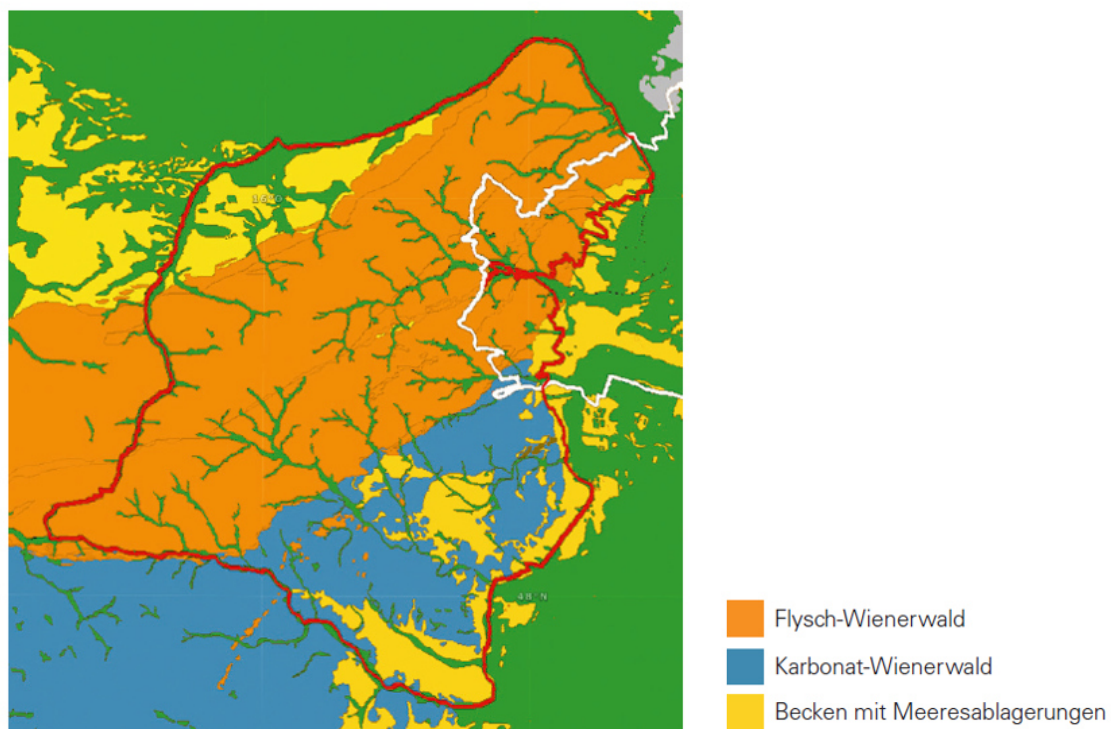


Abb. 5: Geologische Unterteilung des Biosphärenparks in Flysch- und Karbonat-Wienerwald.

Die (Wiener-) Thermenlinie, welche durch das Untersuchungsgebiet verläuft, bezeichnet ein Gebiet parallel zueinander verlaufender geologische Störungen (*Eichkogler Bruch, Badener Bruch, Nussdorfer Bruch*) (SCHACHINGER, 1934). Diese Bruchzone verläuft von NNO nach SSW und bildet die Grenze vom südlichen Teil des Wiener Beckens im Osten und den Ausläufern der Ostalpen im Westen.

2.4 Forstlicher Bewuchs

Die erste bäuerliche Besiedlung im Wienerwald fand in der jüngeren Steinzeit statt (MUCH, 1897). In der begünstigten Ostzone darf für den Wienerwald, wenn auch mit schwankender Intensität, Siedlungskontinuität angenommen werden (SCHACHINGER, 1934). Hingegen war

der innere Wienerwald noch lange Zeit von Menschen nur durchstreift worden, und auch durch die Kelten und Römer fand vorerst keine Besiedlung statt. Im 16. Jahrhundert stieg der Bedarf an Rohstoff und Energie, womit die Bedeutung der Forstwirtschaft für die Region begann (BIOSPÄRENPAK WIENERWALD MANAGEMENT GMBH, S.D.). Ab dem 18. Jahrhundert verliefen erstmals wichtige Verkehrs- und Handelswege durch das Gebiet (LOISKANDL, S.D.). Starkes Siedlungswachstum, Industrialisierung und eine Intensivierung der Landwirtschaft fanden ab Beginn des 19. Jahrhunderts statt (SCHACHINGER, 1934). Zu Zeiten der Habsburger Monarchie stellte der Wienerwald ein nahegelegenes Brennholzreservoir für die Stadt Wien dar. Nach den Weltkriegen wurde der stadtnahe Bereich des Wienerwalds zudem großflächig kahlgeschlagen.

Forstwirtschaftliche Nutzungen des Waldes haben den Wienerwald somit vielerorts geprägt und den Bestandsaufbau sowie die Artenzusammensetzung beeinflusst. Eine Ausnahme hiervon stellt die Urwaldfläche am Johannserkogel dar, welche inzwischen als Schutz vor dem Einfluss von Menschen und Huftieren eingezäunt ist. Für die Brennholzgewinnung eigneten sich vor allem die Baumarten Rotbuche und Hainbuche, während Eichen, Tannen und Lärchen als Bau- und Möbelholz verwendet wurden. Zusätzlich waren Pechgewinnung aus Schwarzkiefer und Holzkohleherstellung aus Buchenholz, neben dem Abbau von Kalk und Sand, historische Landnutzungsformen (BIOSPÄRENPAK WIENERWALD MANAGEMENT GMBH, S.D.).

In Österreich gibt es 125 verschiedenen Waldgesellschaften (MUCINA ET AL., 1993) und 213 Waldtypen. Der Biosphärenpark Wienerwald liegt im Wuchsgebiet 5.1 (*Niederösterreichischer Alpenostrand*) und hat einen Waldflächenanteil von 60% (KILIAN ET AL., 1994). Im Zuge des Biodiversitätsmonitoring wurden laut BIOSPÄRENPAK WIENERWALD MANAGEMENT GMBH (S.D.) 33 Waldtypen ausgewiesen. Als **Buchen-Waldtyp** besonders häufig vertreten sind hallenartig aufgebaute und unterwuchsarme Waldgesellschaften auf feuchten, nährstoffreichen Standorten. Auf trockeneren, nährstoffarmen Standorten bilden sich dieser strukturell hingegen mit einem Unterwuchs aus Seggen und Gräsern aus. In Summe nimmt der Waldtyp über 50% der Waldfläche im Wienerwaldgebiet ein und kann sowohl auf Karbonat- als auch auf Flyschgestein wachsen. Der Buchen-Waldtyp beinhaltet Waldmeister-Buchenwälder, Zykamen-Buchenwälder, Hainsimsen-Buchenwälder, Binkelkraut-Buchenwälder, und Wachtelweizen-Buchenwälder.

Eichen-Hainbuchen-Wälder, die nach MAYER (1984) als potentiell natürliche Waldgesellschaft des Wuchsgebietes 5.1 angesehen werden, treten dagegen auf tonreichen, nicht zu trockenen Standorten auf. Jene sind mit 10% Flächenanteil am zweithäufigsten in den Kernzonen anzutreffen. Eichenwälder sind besonders artenreiche Ökosysteme mit bis zu 62 Gefäßpflanzen pro 400m² (KERNZONENMONITORING, 2011). Zum **Eichen-Waldtyp** gehören Waldlabkraut-Eichen-Hainbuchen-Wälder, Hainsimsen-Traubeneichen-Wald (auf stark sauren Böden), Elsbeere-Eichen-Wälder (auf mäßig sauren, lehmreichen Böden), Blutstorchschnabel-Flaumeichenwälder, sowie Kantenwolfsmilch-Eichenwälder (auf basenreichen Böden). Im Karbonat-Wienerwald findet sich zudem der **Flaumeichen-Waldtyp** auf trockenen Standorten. Die Flaumeiche gelangt in Wien an ihr nördlichstes Verbreitungsgebiet und bietet bestandsbildend Lebensraum für wärmeliebende Arten. Dieser Waldtyp tritt flächenmäßig selten auf.

Das Vorkommen der Schwarzföhrenbestände beschränkt sich auf den südlichen Karbonat-Wienerwald und das Gebiet um die Thermenlinie. Teilweise sind diese Vorkommen ehemalige periglaziale Refugialgebiete, oder sie wurden als sekundäre Wälder auf sehr trockenen ehemaligen Kulturlflächen (Weingärten und Hutweiden) begründet. Der **Schwarzföhren-Waldtyp** ist im Biosphärenpark am dritthäufigsten vertreten und beinhaltet unter anderem Blaugras-Schwarzföhrenwälder.

Zum **Eschen-Waldtyp**, der im Flysch- und Karbonat-Wienerwald vorkommt, gehören Ahorn-Eschenwälder, Lerchensporn-Eschenwälder (wärmeliebend, auf kalkreichen Böden), sowie Blaustern-Eschenwälder (kältere Standorte).

Ahornreiche Wälder sind im Biosphärenpark sehr selten, da ihr Vorkommen in dem Gebiet stark wasserlimitiert ist. Lerchensporn-Ahornwälder und Waldgeißbart-Ahornwälder kommen daher nur am Schöpfl, dem höchsten Berg des Wienerwaldes, und in der kontinental geprägten Kernzone Altenberg vor. Ahorn-Lindenwälder zeichnen sich durch wärmeliebenden Unterwuchs (Karbonat- und Trockenheitszeiger) und eine artenreiche Baumschicht aus. Auf den steilen Hängen oder Schutthalden des Wienerwalds kommen auch seltene Linden-Hangschuttwälder vor.

Der **Auwald-Waldtyp** tritt zumeist nur an den Oberläufen und Quellen von Bächen auf oder bildet schmale Gehölzstreifen aus. Dabei fehlen die Weiden- und Pappelauen im Wienerwald zur Gänze. Die im Wienerwald vorkommenden Au-Waldgesellschaften bestehen somit aus Schwarzerlenwaldgesellschaften (bei hohem Grundwasserstand) und Eschenwaldgesellschaften (etwa Bach-Eschenwälder).

3. Methodik

3.1 Datengrundlage

Die Daten, auf denen die vorliegende Diplomarbeit aufbaut, wurden hauptsächlich im Zuge zweier Projekte unterschiedlicher Laufzeit durch die Österreichischen Bundesforste AG, die MA49 der Stadt Wien und der Biosphärenpark-Management-GmbH erhoben. Die Auswertung der Bodenlaboranalysen übernahm das Bundesforschungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft (BFW) in Wien.

3.1.1 Basismonitoring der Kernzonen

Das Projekt „Basismonitoring“ des Biosphärenparks läuft seit 2007 und dient der Langzeitbeobachtung der natürlichen Waldentwicklung seit der Außernutzungsstellung der Kernzonenflächen. In zehnjährigen Perioden werden Waldstruktur, Verjüngung, Wildeinfluss und Totholzvolumina erhoben. Hierfür wurde über jede Kernzone ein permanentes, größenabhängig verdichtetes Stichprobenraster gelegt. Somit variiert die repräsentierte Fläche je Probepunkt, jedoch wird eine Aufnahmegenaugkeit von $\pm 10\%$ bezogen auf den Vorrat pro Kernzone) erreicht. Zusätzlich wurden Standortsinformationen wie Seehöhe, Reliefform und Hangneigung erfasst. Die Ergebnisse der Erstaufnahmen (Zeitraum 2008 - 2010) wurden in dem Projektbericht „Kernzonenmonitoring 2011“ ausgewertet und veröffentlicht. Dieses Projekt, welches aus den Mitteln der Stadt Wien und dem Land Niederösterreich finanziert wird, bildet die Grundlage der Datenbasis für die Auswertungen in der vorliegenden Arbeit. Folgende Elemente stehen aus diesem Projekt zur Verfügung:

Die Winkelzählprobe (WZP) inklusive stehendem Totholz:

Winkelzählproben sind Erhebungen nach dem Bitterlich-Verfahren (BITTERLICH, 1947). Diese wurden mit dem Spiegelrelaskop, Bussole, Kluppe und Pi-Band durchgeführt, wobei der Zählfaktor $k = 4$ gilt. Jeder so in die Winkelzählprobe fallende WZP-Stamm (Messhöhe des Relaskops 1,3m) wurde anschließend vom Mittelpunkt aus im Uhrzeigersinn mit Nordwinkel, Distanz, Baumart, Brusthöhendurchmesser (BHD) und GPS-Koordinaten des Stammfußes aufgenommen und eine blaue Farbmarkierung am Stamm angebracht. Die Nummerierung beginnt bei dem zentrumsnächsten WZP-Stamm. Allfällige Grenzstammkontrollen wurden extra auf dem Aufnahmeformular vermerkt. Die Einmessung erfolgte mit dem GPS Gerät und

wurde mit einem Metallpflock dauerhaft markiert. Bei einem etwaigen Fallen des Probekreiszentriums auf Straßenböschungen und Straßen, Freiflächen, Kernzonengrenzen und Freiflächen wurde die Aufnahme des Bestandes gespiegelt (Methode nach SCHMID, 1969). Lag das Probepunktzentrum in ein Bachbett, wurde der Punkt regulär erhoben, sofern Probestämme in die WZP fielen. Auch Mehrfachspiegelungen sind in dem Verfahren nach SCHMID (1969) möglich (Vgl. Abb. 6). Demnach waren alle Probeflächen aufzunehmen, deren Mittelpunkte innerhalb des Waldes liegen. Falls der Probeflächenmittelpunkt jedoch außerhalb des Waldes zu liegen kommt, entfiel der Probepunkt.

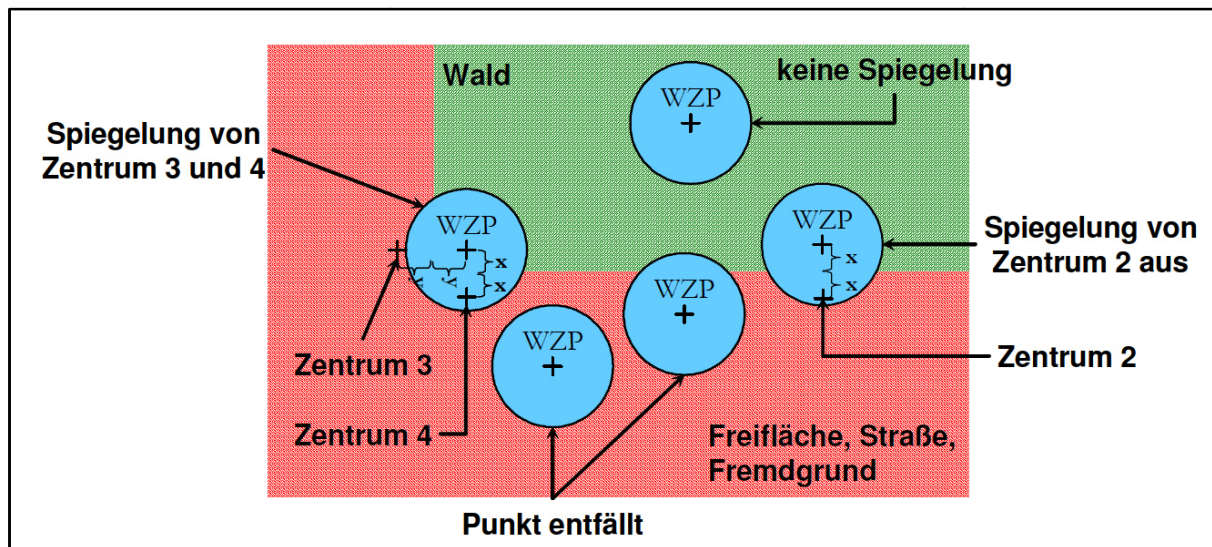


Abb. 6: Spiegelung der Winkelzählproben nach der Methode von SCHMID(1969).

Die Brusthöhendurchmesser-Messung (BHD) der WZP-Stämme wurde in 1,3m Höhe mit einer Kluppschwelle von 10cm ausgeführt und auf ganze Zentimeter abgerundet eingetragen. Die Messstelle konnte jedoch in Ausnahmefällen um die gleiche Höhe nach oben und unten verlegt werden, wenn Überwallungen o. ä. das Ergebnis der Messung bei einem Einzelbaum verfälschen würden. Die Einzelbaumvolumina aus den WZP-Daten wurden von Herrn Werner Fleck (MA49, Forstamt und Landwirtschaftsbetrieb der Stadt Wien) freundlicherweise zu Verfügung gestellt.

Der Grundflächen-Zentralstamm:

Am Ende der BHD-Messung in der Winkelzählprobe wurde der Grundflächen-Zentralstamm (*dg*) durch paarweises Wegstreichen der WZP-Stämme baumartenweise ermittelt. Hierbei blieben tote WZP-Stämme und Individuen mit Wipfelbrüchen unberücksichtigt. Waren nach dem Wegstreichen zwei Stämme übrig, wurde derjenige mit dem stärkeren Durchmesser als Grundflächen-Zentralstamm verwendet. Bei identen Durchmessern ebenjener wurde derjenige mit der niedrigeren Baumnummer gewählt. Anschließend wurde ausschließlich für die Grundflächen-Zentralstämme, WZP-Stämme mit Wipfelbruch und für das stehende Totholz eine Höhenmessung mit dem Spiegelrelaskop durchgeführt. Die Baumhöhe war dabei definiert als die Höhe vom Stammfuß hangoberseits bis zur obersten Wipfelknospe und wurde auf ganze Meter gerundet festgehalten. Schräg stehende Bäume wurden zu diesem Zweck imaginär aufgerichtet. Aus dem Grundflächen-Zentralstamm wurde das Lebendholzvolumen [V_{fm}/ha] über Einheitshöhenkurven für Fichte, Tanne, Lärche, Zirbe, Weißkiefer, sonstiges Nadelholz, Buche, Eiche, Hartlaubholz und Weichlaubholz berechnet.

Nächste Nachbarn und Strukturelle Vierergruppe:

Von jedem WZP-Stamm wurde der nächste Nachbar zusätzlich mit BHD, Baumart und Horizontalabstand gemessen. Außerdem wurde zu diesem Zweck eine Kluppschelle von 10cm angewendet. Zudem wurde pro Probepunkt eine strukturelle Vierergruppe aufgenommen. Hierbei diente der WZP-Stamm mit der Nummer Eins als Nullstamm. Von jenem ausgehend wurden die drei nächststehenden Bäume ab 1,3m Höhe mit BHD, Baumart, Horizontalabstand und Baumhöhe gemessen.

Liegendes Totholz:

Das liegende Totholz wurde in drei Kategorien erfasst: Unter 20cm Mitteldurchmesser (MDM), von 20 - 50cm MDM und über 50cm MDM.

In den Kategorien **20 - 50cm** und **> 50cm MDM** wurden in einem fixen Probekreis Kubierungstabellen für die einzelnen Totholzelemente angewendet, welche mit dem Mitteldurchmesser im Umkreis von 8m Horizontalabstand um das Probeflächenzentrum zu liegen gekommen sind. Die so entstandenen *Einzelkubaturen* wurden anschließend pro Probepunkt aufaddiert.

Für die Kategorie **< 20cm** wurde das Volumen der Totholzelemente in Form eines Flächendeckungsprozents pro Probepunkt geschätzt. Hierbei hatten die Aufnahmeteams die Möglichkeit, den Bedeckungsprozentsatz im Probekreis folgendermaßen anzugeben:

1...wenig, 0 - 3% Flächendeckung	(< 6m ² im fixen Probekreis)
2...mittel, 4 - 10% Flächendeckung	(~ 8 - 21m ² im fixen Probekreis)
3...viel, 11 - 50% Flächendeckung	(~21 - 100m ² im fixen Probekreis)
4...sehr viel, > 50% Flächendeckung	(> 100m ² im fixen Probekreis)

Verjüngung und Wildeinfluss:

Pro Probepunkt wurden 12,5m² große Flächen hinsichtlich der vorhandenen Baumverjüngung untersucht. Dabei wurden Jungpflanzen aller Baumarten ab einer Höhe von 10cm und <10cm BHD aufgenommen. Auch bei der Verjüngungsaufnahme konnte im Fall einer gleichmäßig verteilten, sehr stammzahlreichen Naturverjüngung (> 120 Pflanzen am Probekreis) eine Spiegelung der Kreissektoren durchgeführt werden. Die Erhebung erfolgte dann, im Norden beginnend, als Halb- oder Viertelkreis. Die Jungpflanzenanzahl je Baumart wurde anschließend entsprechend hochgerechnet. Zur Vereinfachung der Auswertung wurde die Verjüngung in folgende Höhenklassen eingeteilt:

Tab. 1: Kriterien zur Einteilung der Jungpflanzen in Höhenklassen.

Höhenklasse	Höhe[cm]	Max. BHD[cm]
I	1-30	
II	31-50	
III	51- 90	
IV	91-150	
V	151-300	
VI	>301	<10

Beim Messen der Pflanzenhöhe blieb der frische Leittrieb des Aufnahmejahres unberücksichtigt. Bei der Höhenklasse VI durfte der BHD 10cm nicht überschreiten. Des Weiteren wurde in Klasse VI nur mehr die Pflanzenanzahl ohne eine Verbissansprache durch Schalenwildeinfluss untersucht, da der Leittrieb dem Äser in dieser Höhe bereits entwachsen ist. Bei allen weiteren Pflanzen in der Verjüngung wurde der letztjährige

Leittriebverbiss durch Schalenwild begutachtet. Fege-, Schlag-, und Schälsschäden wurden in den Aufnahmen nur berücksichtigt, wenn zeitgleich auch der Leittrieb der Jungpflanze verbissen wurde.

Standortsfaktoren:

Bei der Erstaufnahme wurden standardmäßig einige Standortsfaktoren erhoben.

- Exposition: Die Exposition wurde im Umkreis einer Baumlänge um das Probekreiszentrum aufgenommen als N, NO, O, SO, S, SW, W, NW.
- Neigung: Die Neigung wurde ebenfalls im Umkreis einer Baumlänge in Prozent geschätzt
- Mesorelief (Geländeveränderungen der Größe 10-100m; >3 m Niveau-Unterschied):

Bezeichnung	Definition
Talboden, Terrasse, Ebene	Flachform von an- bzw. absteigenden Flächen begrenzt (Neigung <5%)
Hangfuß	Übergang am unteren Hangende in eine ebene Fläche
Unterhang	Konkave Geländeform; Materialzufuhr überwiegt -Materialabfuhr
Mittelhang	Materialzufuhr und -abfuhr ausgeglichen
Oberhang	Konvexe Geländeform; Materialabfuhr überwiegt -zufuhr
Rücken, Kuppe	Konvexform mit langgestrecktem bzw. rundem Grundriß
Hangversteilung	ober- und unterhalb von Flächen geringerer Neigung begrenzt
Hangverflachung	ober- und unterhalb von Flächen größerer Neigung begrenzt
Graben, Grabeneinhang	bei gegenseitiger Beeinflussung der Grabenhänge; Grabenklima
Mulde, Rinne	Konkavform mit rundem bzw. langgestrecktem Grundriß
Schwemm-, Schuttfächer	Aufschüttungsform von Bächen, Muren oder Hangschutt

- Mikrorelief (Geländeveränderungen der Größe < 10m; < 3m Niveau-Unterschied):

Bezeichnung	Definition
Ausgeglichen	Ausgeglichenes Gelände (Höhendifferenzen <0,5 Meter)
Unruhig	Windwürfe, Steine, Stöcke,... (unregelmäßige Höhendifferenzen >0,5 Meter)
Rinnen, Gräben	Rinnen, Gräben, Furchen (Wechsel von Konkav-/Konvexformen in der Fallinie)
Buckel, Schichtköpfe	Buckel, Schichtköpfe (Wechsel von Konkav-/Konvexformen mit rundem Grundriß)
Blockflur	Blockflur, Blockhalde (Reliefunterschiede >0,5 Meter durch Felsblöcke)

3.1.2 Bodenmonitoring

Böden sind die zentrale Organisationseinheit terrestrischer Ökosysteme. Ihr Aufbau ist chemisch und physikalisch komplex, denn sie enthalten Mikro- und Makroaggregate, welche von fester, flüssiger und gasförmiger Matrix umgeben sind und sich permanent als Reaktion auf anthropogene und natürliche Einflüsse verändern (COLEMAN U. WHITMAN, 2005).

Das Projekt zum Bodenmonitoring im Biosphärenpark Wienerwald ist nach einer Laufzeit von 2009-2012 bereits abgeschlossen. Ziel der Erhebungen und Auswertungen war es, die für die Vegetation bestimmenden Standortsfaktoren und in weiterer Folge die potentiell natürliche Vegetation besser beurteilen zu können. Hierfür wurde das bestehende Stichprobenetz aus dem Basismonitoring der Kernzonen als Grundlage herangezogen. Auf jedem vierten bis fünften Probepunkt zwischen 2009 - 2011 in den Kernzonen wurde der Boden vor Ort sowie chemisch im Labor analysiert, um Eigenschaften und Zusammensetzung zu bestimmen. Durchgeführt wurde das Projekt maßgeblich vom Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft

(BFW). Das Projekt bildet die Ausgangsbasis zur Etablierung eines langfristigen, periodischen Monitorings der Bodenentwicklung im Biosphärenpark Wienerwald. An jedem untersuchten Bodenprobepunkt wurde die Geologie (Geländebefund), die geologische Einheit (Flysch- und Kalkwienerwald), die Geländeform (Hanglage), das Lokalklima (Luftfeuchte), der Wasserhaushalt, die Gründigkeit des Bodens, die Bodenbewegung, der Humustyp (nach ÖBS) und der grobe Bodentyp (nach ÖBS) bestimmt (BFW, 2018). In weiterer Folge wurde das Bodenprofil mit HCl-Lösung auf Karbonatgehalt im Feld getestet.

3.2 Datenauswertung

In der vorliegenden Diplomarbeit sollen die Einflussfaktoren auf die Biodiversität im Laubwald untersucht werden. Aufgrund der vorliegenden Daten und der Methodik ist keine Aussage über die genetische Diversität der Arten und Populationen in den Kernzonen möglich. Die vorliegende Arbeit beschränkt sich somit auf die Strukturkomplexität und die Baumartendiversität als Teilaspekt von ebenjener. Von den berechneten Biodiversitätsindizes wäre die Durchmesserdifferenzierung nach Földner potentiell am besten dazu geeignet, einen Hinweis auf die genetische Vielfalt der Bestände zu geben. Die genetische Diversität kann allgemein als erhöht angenommen werden, wenn eine jährliche Rekombination in Form von Naturverjüngung stattfindet, was sich in einer starken Durchmesserdifferenzierung eines Bestandes niederschlägt. Das Gegenteil trifft auf großflächige, gleichaltrige Verjüngungsflächen zu, was zumeist zu einförmigen Altersklassenwäldern führt.

Die Berechnungen für die Datenauswertung wurden in Excel und in R durchgeführt. Für R wurden die Pakete *lattice*, *ggplot2*, *reshape2*, *tree*, *gridExtra*, *spatstat*, *VSURF* und *randomForest* verwendet. Das Paket Random Forest erstellt Regressions- und Klassifikationsbäume aus einem beliebigen Datensatz für viele verschiedene Variablen. Dafür werden *Subsets* (dt. Unterteilungen) des Datensatzes erstellt, die durch von Algorithmen in R errechnete, markante *Cutpoints* (dt. Trennpunkte) getrennt werden (VENABLES U. RIPLEY, 2002). Jedes Subset des Datensatzes wird als *Leaf* (dt. Blatt) bezeichnet. Die Gesamtheit aus Leaves und Cutpoints des Datensatzes bilden dann einen *Decision-Tree* (dt. Entscheidungsbaum) als Trainingsset. Die Subsets sind dabei so eingeteilt, dass die Varianz innerhalb eines Subsets möglichst gering und die zwischen den Subsets möglichst hoch ist (VENABLES U. RIPLEY, 2002).

Der Mittelwert aus den Daten in einem Leaf für eine bestimmte Variable entspricht dann dem von R prognostizierten Wert für eine bestimmte Faktorenkombination und wird als Prognoseset bezeichnet. Aus dem Trainingsset ergibt sich hierfür eine kontinuierliche Zielgröße (VENABLES U. RIPLEY, 2002). R berechnet anschließend die unerklärbare Restabweichung als Regression aus dem prognostizierten Wert und dem real beobachteten Wert. Namensgebend für das Paket RandomForest ist, dass es nicht einen einzelnen Regressionsbaum, sondern einen Wald von Regressionsbäumen erstellen kann. Das dahinterstehende stochastische Prinzip entspricht dem „Ziehen mit Zurücklegen“. Die Vielzahl an Ergebnissen aus den Regressionsrechnungen wird anschließend nach der Häufigkeit des Auftretens gewichtet (BREIMAN, 2001).

3.2.1 Wahl der Biodiversitätsindizes

Um die Biodiversität im laubholzdominierten Wienerwald treffend beurteilen zu können, wurden fünf Biodiversitätsindizes gewählt. Die zugrundeliegende Hypothese ist, dass eine höhere Vielfalt an Lebensraumstrukturen und Pflanzenarten mit der Artenanzahl von Lebewesen in einem Ökosystem durch hohe Nischenheterogenität positiv korreliert ist (WINTER ET AL., 2008; MOTZ ET AL., 2010). Für eine korrekte Interpretation der Indizes muss

die Landschaft als Skala betrachtet werden. Direkte Biodiversitätsindizes messen den Artenreichtum einer Fläche und unterscheiden sich von den indirekten Strukturindizes.

Tab. 2: Klassifizierung der verwendeten Biodiversitätsindizes.

Strukturaspekt	Verbale Beschreibung	Numerische Beschreibung
Horizontale Verteilung	zufällig/regelmäßig/geklumpt	Aggregationsindex nach Clark & Evans
Diversität	ein-, zwei-, mehrschichtig	Shannon-Index
Bestandesdichte	licht - geschlossen	Stand Density Index, Crown Competition Factor
Differenzierung	ein-, zwei-, mehrschichtig	Durchmesser differenzierung (Füldner)

Die Ergebnisse aus den verschiedenen Typen von Indikatoren werden erst in Kombination angewandt dem komplexen Begriff der Biodiversität gerecht (Vgl. 1.1). Das Problem bei der Interpretation und Anwendung ist die Frage nach dem Bezugszeitraum und der Bezugsflächengröße für die Beurteilung eines „guten ökologischen Zustand“ des Ökosystems. Zudem erhöhen auch Neobionten die direkten Diversitätskennzahlen. Sie entsprechen jedoch häufig, auch in Prozessschutzgebieten, nicht den Managementzielen. Mit Strukturindizes lässt sich hingegen der menschliche Einfluss durch Waldbewirtschaftung sehr gut darstellen und der Unterschied zwischen naturwaldartigen Systemen und einem Forst quantifizieren. Alternativ lassen sich die Biodiversitätsindizes auch in abstandsabhängige (mit Einmessung des nächsten Nachbarn je WZP Stamm) und abstandsunabhängige Indizes (ohne Einmessung des nächsten Nachbarn) unterteilen. Die für die Arbeit ausgewählten Biodiversitätsindizes wurden so gewählt, dass mindestens je einer die Strukturaspekte Horizontalverteilung (Clark& Evans-Index), Bestandesdichte (Stand Density Index, Crown Competition Factor), Differenzierung (Durchmesser differenzierung nach Füldner) und Artendiversität (Shannon-Index) abdeckt. Im Folgenden soll diese Auswahl kurz vorgestellt werden:

Clark & Evans- Index (C&E):

Bei diesem Index handelt es sich um einen Aggregationsindex, welcher das horizontale Verteilungsmuster beschreibt. Der Index nach CLARK u. EVANS (1954) wird mit Hilfe der repräsentierten Stammzahl (n_{rep}) und dem Abstand zum nächsten Nachbar (r_{ist}) errechnet. Die realen Abstände werden über die repräsentierte Stammzahl gewichtet gemittelt ($\bar{r}_{ist}$) und mit dem mittleren erwarteten Abstand ($\bar{r}_{erwartet}$), der sich bei völlig zufälliger Verteilung der Stammfüße über eine vorgegebene Fläche (Poissonwald) ergibt, verglichen.

Der erwartete Abstand ($\bar{r}_{erwartet}$) ergibt sich durch die Wurzel aus dem Quotienten aus der Bestandesfläche $F = 10\,000\text{m}^2$ und der Baumanzahl N .

$$\bar{r}_{ist} = \frac{n_{rep} \cdot r_{ist}}{n_{rep}}$$

$$\bar{r}_{erwartet} = 0,5 \cdot \sqrt{\frac{10\,000\text{m}^2}{N}}$$

Der Clark&Evans-Index ergibt sich durch den Quotienten $\bar{r}_{ist}$ und $\bar{r}_{erwartet}$ als:

$$C \& E = \frac{\bar{r}_{ist}}{\bar{r}_{erwartet}}$$

Der Clark&Evans-Index kann Werte zwischen 0 und 2,1491 annehmen. Die Ergebnisse aus der Berechnung des Index werden in Folge als „zufällige“, „regelmäßige“ oder „geklumpte“ horizontale Bestandesstruktur klassifiziert. Hierbei steht der Wert Null für die stärkste Klumpung, während 2,1491 auf ein streng regelmäßiges Hexagonalmuster hindeutet (PRETZSCH, 2002). Insgesamt zeigt dieser Index somit die Abweichung der Horizontalverteilung von einer reinen Zufalls- oder Poissonverteilung.

Shannon-Index:

Der Shannon-Index oder Shannon & Weaver-Index (SHANNON U. WEAVER, 1949) charakterisiert Ein-, Zwei- oder Mehrartenmischungen eines Waldbestandes. Dabei erhöhen seltene Arten den Index überproportional, während häufige Arten ihn unterproportional beeinflussen (PRETZSCH, 2002). Wenige rare Arten tragen somit mehr zur Diversität bei als dominante Arten großer Häufigkeit. Er berücksichtigt die Artenzahl und die Abundanz einer Art. Das Ergebnis der Berechnung liegt zwischen Null und Eins. Ein Shannon-Index von Eins ist wird allgemein positiv bewertet und bedeutet, dass alle Arten gleich häufig auftreten. Die Formel zu Berechnung lautet:

$$Shannon_{spec} (H') = -\sum p_{spec} \cdot \ln p_{spec} \quad \text{mit} \quad p_{spec} = \frac{n_i}{N}$$

Dabei ist N die Anzahl der Individuen, S die Anzahl unterschiedlicher Spezies. Hingegen steht n_i für die Anzahl an Individuen, die einer Spezies angehören. Vor Start der Berechnung muss die WZP nach Baumarten sortiert werden. Es werden n_{rep} und G_{rep} innerhalb der Baumarten aufsummiert und diese Werte je Baumart mit der jeweiligen Gesamtsumme über alle Baumarten $\sum nbzw. G_{rep}$ ins Verhältnis p_{spec} gesetzt. Die negative Summe $-\sum spec$ der Anteile je Baumart wird anschließend mit dem Logarithmus von p_{spec} multipliziert.

Die idealen Eigenschaften eines Index nach LANDE (1996) sind statistische genaue, nicht parametrische Indizes, welche auf alle Lebensgemeinschaften unabhängig von Abundanz und Verteilung anwendbar sind und geringer Fehler und Stichprobenvarianz bei moderater Stichprobengröße aufweisen. Biodiversitätsindizes wie der Shannon-Index, welche auf dem Simpson-Index basieren, haben viele dieser erwünschten Eigenschaften (LANDE, 1996).

Stand Density Index (SDI):

In der deutschsprachigen Literatur zum Teil auch als *Bestandesdichteindex* bezeichnet, beschreibt er die allometrische Beziehung zwischen Mitteldurchmesser und Stammzahl (REINEKE, 1933). Für einen Indextdurchmesser des Bestandes von $dg = 25$ cm gibt der SDI die zu erwartende Stammzahl an. Diese Stammzahl unterliegt einer Stand-Density Regel und nimmt mit einer Steigung von konstant -1,605 ab.

Die Formel für den Stand Density Index lautet somit:

$$SDI = N_{beob} \cdot \left(\frac{25}{dg_{beob}} \right)^{-1,605}$$

Crown Competition Factor (CCF):

Der CCF wurde als relatives Maß für den Konkurrenzdruck im Kronenraum entwickelt (PRETZSCH, 2002). Er bildet hierfür das Verhältnis aus der Flächengröße und der potentiellen Kronenschirmfläche aller Bäume des Bestandes in Prozent ab (KRAJICEK ET AL., 1961).

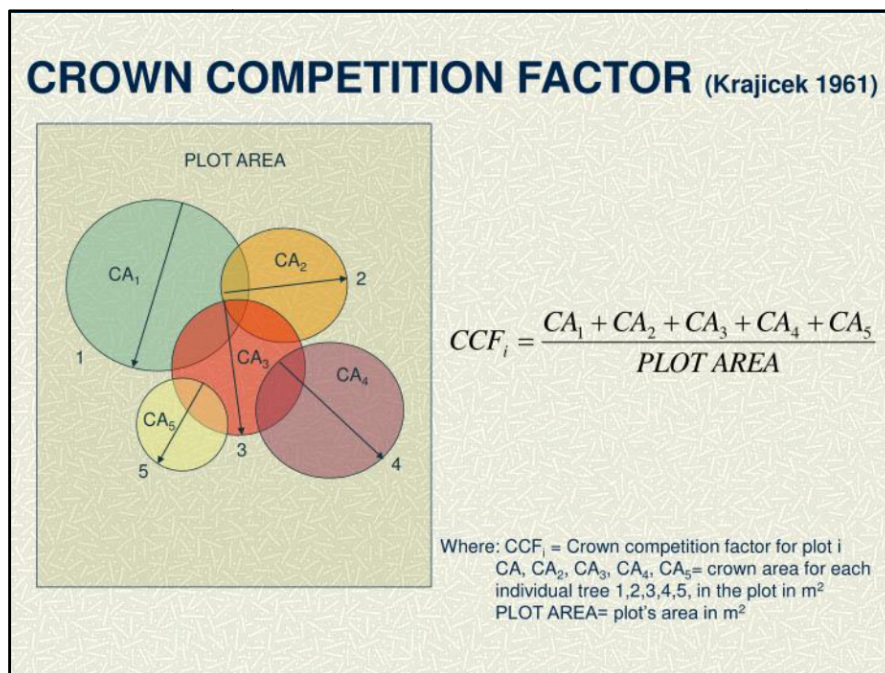


Abb. 7: Grafische Darstellung der Funktionsweise des Crown Competition Factors.

Pro WZP Stamm wird zunächst eine Schirmfläche in Abhängigkeit von Baumart und Durchmesser unter optimalen Wuchsbedingungen errechnet (*Solitärschirmfläche*, Vgl. Abb. 7). Der mittlere Kronendurchmesser (kd) wird hierfür mit dem BHD (d) durch eine Gerade folgendermaßen ausgeglichen:

$$kd = a_0 + a_1 \cdot d$$

Für die Auswertung der Diplomarbeit wurden folgende Koeffizienten nach HASENAUER (1997) für die Solitärdimensionen eingesetzt:

Tab. 3: Verwendete Solitärdimensionen für die Berechnung des Kronendurchmessers (kd) nach HASENAUER (1997).

Errechnet für BA	a0	a1	Angewandt im Wienerwald für:
Fichte	-0.3232	0.6441	Fichte, Douglasie
Tanne	0.0920	0.5380	Tanne
Lärche	-0.3396	0.6823	Lärche
Waldkiefer	-0.1797	0.6267	Waldkiefer, Strobe
Schwarzkiefer	-0.1570	0.6310	Schwarzkiefer
Rotbuche	0.2662	0.6072	Rotbuche, Linde
Eiche	-0.3973	0.7328	Eiche, Zerreiche, Roteiche, Traubeneiche, Flaumeiche
Esche	0.1366	0.6183	Esche, Ulme, Grauerle, Erle, Zitterpappel, Hybridpappel, Schwarzpappel
Ahorn	0.4180	0.5285	Bergahorn, Ahorn, Feldahorn, Kirsche, Wildbirne
Birke	0.1783	0.5665	Birke, Weide, Vogelbeere, Mehlbeere, Hainbuche, Weißdorn, Elsbeere, Gelber Hartriegel, sonstiges Laubholz

Die Einordnung zu den bestehenden Koeffizienten der Hauptbaumarten erfolgte aufgrund von Kronenform, Wuchshöhe, Habitus und sozialer Position im Bestand (SCHÜTT ET AL., 2014).

Anschließend ergibt sich die Kronengrundfläche (k_{gf}) als Kreisprojektion als:

$$k_{gf} = \frac{(kd^2 \cdot \pi)}{4}$$

Der Crown Competition Factor wird schließlich als Quotient wie folgt errechnet:

$$CCF = \frac{1}{A} \cdot \sum_{i=1}^n k_{gf_i} \cdot 100$$

Für die Interpretation ist zu beachten, dass erst ab einem CCF von über 100% eine Beeinträchtigung durch die Konkurrenz der Nachbarbäume im Kronenraum stattfindet. ARNEY (1985) hat für Douglasienbestände belegt, dass es erst ab einem CCF von 200% Mortalität eintritt und in Folge bis zu einem CCF von maximal 400% kontinuierliches Absterben stattfindet.

Durchmesserdifferenzierung nach Földner:

Die BHD-Differenzierung (FÖLDNER, 1995) ist ein Index für die abstandsabhängige Strukturdiversität. Es wird pro Baumpaar der Quotient aus dem BHD des nächsten Nachbarn und dem BHD des Probestammes gebildet und dieser mit der repräsentierten Stammzahl n_{rep} des Probestammes multipliziert. In Folge wird dieser Wert über die gesamten WZP-Stämme aufaddiert. Anschließend wird durch die Summe der repräsentierten Stammzahl n_{rep} dividiert um den mittleren Quotienten zu erlangen. Die Besonderheit dabei ist, dass der größere der beiden BHDs durch den jeweils kleineren geteilt werden muss. Somit lautet die Formel für die BHD-Differenzierung:

$$Diff_{BHD} = 1 - \frac{1}{N} \cdot \sum_{i=1}^z n_{rep_i} \cdot \frac{\min(BHD_i, BHD_{Nachbar})}{\max(BHD_i, BHD_{Nachbar})}$$

Anhand der Durchmesserdifferenzierung von Földner kann eine Aussage über die Bestandesstruktur getroffen werden (Ein-, Zwei-, Mehrschichtig, Plenterartig). Er quantifiziert die Heterogenität von Pflanzenbeständen. Mögliche Anwendungsmöglichkeiten sind Bewertungen von Bestandesstabilität und Umwandlungsfähigkeit von Beständen (PRETZSCH, 2002).

Das Ergebnis liegt zwischen 0 - 1. Der Wert Null steht für eine plantagenartige Situation, bei der alle Baumindividuen gleiche Dimension haben und kaum Differenzierung auftritt (z. Bsp. Z-Baum-Auslese in Altbeständen). Der Wert Eins steht für eine Situation, die einem Bergmischwald oder Plenterwald gleicht (PRETZSCH, 2002).

Die Durchmesserdifferenzierung kann mit Hilfe der strukturellen Vierergruppe ausgewertet werden. Für die Diplomarbeit die Auswertung anhand der WZP Daten jedoch bevorzugt, da dies die untersuchte Stichprobenanzahl erhöht hat.

3.2.2 Maßgebliche Einflussfaktoren

Die untersuchten Einflussfaktoren auf die Biodiversität in den Kernzonen des Biosphärenparks Wienerwald wurden mittels Regressionsanalyse über das R-Paket Random Forest überprüft (Vgl. Kapitel 3.2) und können in fünf Gruppen eingeteilt werden:

1. Alters- und Dichtebedingte Einflussfaktoren:
N/ha, G/ha, V/ha, mittlerer BHD pro WZP
2. Strukturbedingte Einflussfaktoren:
Hauptbaumart, Totholzvolumen/ha (liegend >5cm MDM, liegend > 25cmMDM, stehendes Totholz) und Jungpflanzen/ha
3. Standortsbedingte Einflussfaktoren:
Exposition, Seehöhe und Meso- /Mikrorelief
4. Wildbedingte Einflussfaktoren:
Verbissene und unverbissene Jungpflanzenanzahl/ha
5. Boden- und Grundgesteinsbedingte Einflussfaktoren
Flysch- oder Kalkwienerwald, Grundgestein, Wasserhaushalt, Bodenart und Humusauflage

Die hier vorgenommene Einteilung der Arten von untersuchten Einflussfaktoren erfolgt an dieser Stelle ausschließlich zur besseren Übersicht und erleichterten Interpretation in der schriftlichen Arbeit. Die Gruppen von Einflussfaktoren interagieren sehr eng miteinander und bestehen nicht aus unabhängigen Variablen. Die Codierung der nicht quantifizierbaren Einflussfaktoren erfolgte für Exposition, Gründigkeit, Fest- und Lockergestein, Mikro- und Mesorelief und Neigungsklasse nach den „Anleitungen zur Forstlichen Standortskartierung in Österreich“ (Vgl. Anhang 1; FBVA, 1998). Die Codierung der Bodenart erfolgte eigenständig und wurde zur Auswertung zusammengefasst und vereinfacht, jene der Gesteinsart leicht modifiziert (Vgl. Tab. 4 und 5).

Tab. 4 und 5: Codierung und Zusammenfassung von Bodentypen und Gesteinsarten. Teilweise modifiziert nach FBVA (1998).

Einteilung in Bodentypen	Vorkommend	eigene Codes
Hydromorphe Böden	Gley, Pseudogley	10
Terrestrische Böden	Rendzina, Ranker	21
	Braunerde, Podsol	22
	Braunlehme, Rotlehme	23
Umgelagerte Böden	Schüttboden, Kolluvisol, Planieboden	24

Einteilung in Gesteinstypen	Klassifizierung	Vorkommend	Code (FBVA)
Festgestein	klast. saure Sedimente	Sandstein außer Kalksandstein	5
	klast. karbonatische Sedimente	Kalksandstein, Kalkmergel, Mergelkalk, Kieselkalk, Kalkbrekzie, Kalkkonglomerat Mergel, Tonmergel	6
	Kalke, metamorphe Kalke	Alle anderen Kalke, Kalzit	8
	Dolomite	Dolomit, Dolomitbrekzie	9
Lockergestein	Geröll und Mischsubstrate	Kalkschutt, Kolluvien, kalkhaltiges Terrassenmaterial	100 eigener Code

Für die Berechnung mit dem Paket Random Forest ergeben sich drei Durchläufe je Biodiversitätsindex. In Summe ergeben sich somit für die fünf untersuchten Biodiversitätsindizes 15 Regressionsanalysen.

Im ersten Durchgang wurden 1555 Probepunkte der insgesamt 1649 erhobenen Punkte hinsichtlich der unter 1 - 4 genannten Einflussfaktorengruppen ausgewertet. Für die restlichen 94 Probepunkte war eine Auswertung mit Biodiversitätsindizes nicht möglich, weil keine WZP Stämme in die Erhebung gefallen sind. Die Hauptbaumart als struktureller Einflussfaktor wurde für den ersten Durchgang pro Plot als in der WZP anzahlmäßig häufigste Baumart oder Baumartengruppe in Anlehnung an die Ergebnisse des Biodiversitätsmonitorings definiert (Vgl. Kapitel 2.4). War diese Bestimmung nicht eindeutig, wurde zusätzlich die Baumart der nächsten Nachbarn aus der strukturellen Vierergruppe berücksichtigt. In den drei Einzelfällen, bei denen die eindeutige Zuordnung auch dann noch nicht möglich war, wurde jene Baumart mit dem größeren mittleren BHD als maßgeblich prägende Hauptbaumart für den Probepunkt festgelegt.

Tab. 6: Einteilung der auftretenden Baumarten zu Waldtypen (*Hauptbaumart*) für die Regressionsrechnung in Random Forest.

Waldtyp	Zugeordnete Baumarten	Plotanzahl
Buchentyp	Rotbuche	903
Eichentyp	Trauben-, Zerr-, Rot-, Stiel- und Flaumeichen	248
Sonstiges LH	Hainbuche, Ahorn, Linde, Ulme, Pappel, Weide, Kirsche etc.	138
Föhrentyp	Schwarzkiefer, Waldkiefer	114
Sonstiges NH	Fichte, Tanne, Douglasie, Lärche	86
Auwaldtyp	Grau- und Grünerle und Esche	66

Der zweite Durchgang mit Random Forest untersucht alle Einflussgrößen auf jenen Probepunkten, bei denen zusätzlich Bodeninformationen vorhanden sind. Dies war durch die Aufnahmemethodik im Biosphärenpark Wienerwald auf jedem 4. – 5. Probepunkt möglich (Vgl. Kapitel 3.1.3). Somit ergeben sich in Summe für den zweiten Durchlauf 422 ausgewertete Probeflächen.

Im dritten Durchlauf von Random Forest wurde anschließend der Zusammenhang zwischen den angewendeten Biodiversitätsindizes untereinander mittels Regressionsanalyse berechnet.

HASTIE ET AL. (2001) stellten fest, dass die Variablenauswahl bei vielen Regressions- und Klassifikationsproblemen von entscheidender Bedeutung ist. Für den ersten und zweiten

Durchlauf mit Random Forest wurde zur Variablenselektion zur Verbesserung des Modells das R Paket VSURF von GENEUER ET AL. (2015) verwendet. VSURF basiert auf Random Forest und hat als Ziel, überflüssige Variablen aus der Regression zu entfernen, wichtige Variablen hingegen auszuwählen und zudem ein suffizientes *Subset* aus Variablen für die Prognose aus dem Gesamtdatensatz abzugrenzen. Hierfür verfolgt VSURF eine Zwei-Stufen-Strategie (engl. *Two-Stage Strategy*) und ist eine vollständig datengestützte Lösung für die Variablenauswahl bei Regressionsproblemen.

Zuerst wird nach GENEUER ET AL. (2015) mit dem in VSURF hinterlegten Algorithmus eine absteigende Reihung der Wichtigkeit der einzelnen Variablen zu einer Bezugsvariablen (engl. *Response variable*) vorgenommen (engl. *Thresholding step*). Dabei dürfen diese Variablen eine hohe Redundanz aufweisen. Auf diese Weise ist es möglich, in einem Datensatz Regionen besonders hervorzuheben. Die Wichtigkeit der Variablen ergibt sich in circa 50 RandomForest-Durchläufen aus dem Vertrauensintervall und dem Standardfehler der einzelnen Werte zur *Response Variablen*.

In einem zweiten Schritt werden zwei *Subsets* der Daten mit geringer Redundanz für die Vorhersage erstellt. Zum einen werden aus allen bereits erstellten Random Forest Modellen die genauesten Variablen in etwa 25 Durchläufen mittels Regressionsbäumen ermittelt, womit der *OOB error* (*Out-Of-Box Error*) des Modells minimiert wird (engl. *Interpretation step*).

Zum anderen werden die im ersten Schritt nach Wichtigkeit gereihten Variablen zur Feinauswahl sequentiell eingeführt, wenn der Fehlerrückgang (*OOB error*) dabei durch das Hinzufügen einer gereihten Variable jeweils stärker als um einen Schwellenwert gesenkt werden kann (engl. *Prediction step*). Das Modell soll dabei möglichst wenig Variablen enthalten, um den OOB Fehler gering zu halten, zeitgleich jedoch möglichst genau in der Vorhersage sein. Durch die *predict*-Funktion können die am stärksten als Diskriminante wirkenden Variablen des Modells in vorher bestimmten Regionen aufgefunden werden (Vgl. NILSSON ET AL., 2007).

3.2.3 Anwendbarkeit von Bridging Functions

Bridging Functions wurden entwickelt, um Schätzungen für liegendes Totholz mit unterschiedlichen Kluppschwellen zu harmonisieren (LIGOT ET AL., 2012; RONDEUX ET AL., 2012). Liegen Aufnahmen zu Totholz für eine Fläche vor, kann anhand von Bridging Functions das unter der Kluppschwelle liegende Totholzvolumen geschätzt werden. CHRISTENSEN ET AL. (2005) schlagen für naturnahe, buchendominierte Wälder (>17% lebendes Volumen *F. sylvatica*) mit einem liegenden Totholzvolumen über 5 m³/ha folgende Bridging Function vor:

$$vol_{5cm} = vol_{x\ cm} * (0,8301 * d_{x\ cm} + 0,0279)$$

Hierbei ist d_x die ursprüngliche Kluppschwelle der Aufnahme, welche durch die Bridging Function auf eine Kluppschwelle von 5cm harmonisiert wird. Da die in der Literatur angegebenen Rahmenbedingungen mit jenen in den Kernzonen des Biosphärenparks übereinstimmen, wurde jene Funktion angewendet. Für vol_x wurde die Totholzmenge aus den Erhebungen mit einem MDM 25-50cm und jene mit einem MDM >50cm aus dem fixen Probekreis mit 8m Radius addiert und im Random Forest Modell als „totholz_summe“ bezeichnet. Für d_x wurde in Folge eine Kluppschwelle von 20cm eingesetzt. Da anhand der Aufnahmemethodik im Biosphärenpark Wienerwald für das Totholz < 20cm MDM keine Aussage über das Volumen, sondern nur über den Flächenbedeckungsprozent gemacht werden kann, konnten die Ergebnisse aus der Berechnung nach CHRISTENSEN ET AL. (2005) im Rahmen dieser Diplomarbeit nicht validiert werden.

3.2.4 Literaturrecherche

Zur Interpretation der Ergebnisse und der Beantwortung der Forschungsfragen wurde nach den Berechnungen eine systematische Literaturrecherche durchgeführt. BOKU:Lit-Search und Google Scholar wurden hierfür nach folgenden Schlagworten in verschiedener Kombination in englischer und deutscher Sprache durchsucht:

„beech forests“, „biodiversity“, „biodiversity index“, „bridging function“, „forest management“, „influencing“, „major impacts“, „predict“, „randomForest“, „soil biodiversity“, „structural diversity“, „spatial complexity“ und „tree species diversity“. Anschließend wurden nach einem Schneeballprinzip weitere relevante Veröffentlichungen gefunden.

4. Ergebnisse

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Berechnung mit den Paketen RandomForest und VSURF vorgestellt. Nachdem es pro Index drei Durchläufe gab (Vgl. Kapitel 3.2.2), werden die Ergebnisse der ersten beiden Durchgänge im Kapitel 4.1 behandelt, die Ergebnisse des dritten Durchgangs befinden sich im anschließenden Kapitel 4.2.

4.1 Einflussfaktoren auf die Biodiversität

I) Clark & Evans-Index (C&E)

Die Berechnung des ersten Durchgangs ergab für die Einflussfaktoren auf den Clark & Evans-Index im *Predictionstep* folgendes Ergebnis (Vgl. Abb. 8):

		%IncMSE	IncNodePurity
Altersbedingte Faktoren	wzp_sto\$N	37.845106	24.653190
	wzp_sto\$G	24.579642	12.535427
	wzp_sto\$V	25.959071	22.542437
	wzp_sto\$bhd_plot	32.397569	21.305397
Strukturbedingte Faktoren	wzp_sto\$hba	11.426920	8.484616
	wzp_sto\$th_christensen	11.760451	6.747929
	wzp_sto\$th_s	12.430645	8.103455
	wzp_sto\$verj_ha	6.322758	15.427816

Abb. 8: Ergebnis der Variablenselektion und deren Wichtigkeit (%IncMSE) für den Clark & Evans-Index als Bezugsvariable.

Nach der Variablenselektion durch VSURF verbleiben in dem Modell von den 15 Eingangsvariablen 8 Variablen, welche in der Reihenfolge ihrer Bedeutung in das Modell sequentiell eingeflossen sind (Vgl. Kapitel 3.2.2). Der %IncMSE (*Mean Squared Error* %) gibt an, um wie viel Prozent die Zunahme einer Variablen den MSE absenkt. Von den Variablen wurden zwölf im *Thresholding step*, elf im *Interpretation step* und acht im *Prediction step* ermittelt. Auffällig dabei ist, dass die am höchsten gereihten ersten vier Variablen Stammzahl (N), Grundfläche (G), Volumen (V) und der mittlere BHD der WZP (bhd_plot) allesamt zu den Alters- und Dichtebedingten Einflussfaktoren gehören. Die Hauptbaumart (hba), das liegende Totholz >5cm MDM (th_christensen), das stehende Totholzvolumen (th_s) und die Anzahl der Jungpflanzen (verj_ha) sind hingegen alle der Gruppe der Strukturbedingten Einflussfaktoren zugeordnet. Der *Mean Squared Error* aus Abb. 8 zeigt eindeutig, dass der wichtigste Einflussfaktor die Stammzahl mit 37,84%, gefolgt vom mittleren BHD mit 32,4% ist. Die Strukturbedingten Einflussfaktoren haben eine wesentlich geringere Bedeutung und liegen alle unter 13% Senkung des MSE.

Die folgende Abbildung (Abb.9) zeigt den Aufbau eines der errechneten Bäume für das Regressionsmodell. Es wird ersichtlich, dass dieser Baum wenig komplex aufgebaut ist. Drei seiner Knoten bildeten sich durch Teilung an dem Merkmal Stammzahl (N), einer am Volumen (V) und zwei am mittleren BHD (bhd_plot). Die Anzahl und Position der Knoten im Regressionsbaum spiegelt die Bedeutung der Variablen zur Erklärung der *Response Variablen* (hier: ~ C & E – Index) wieder.

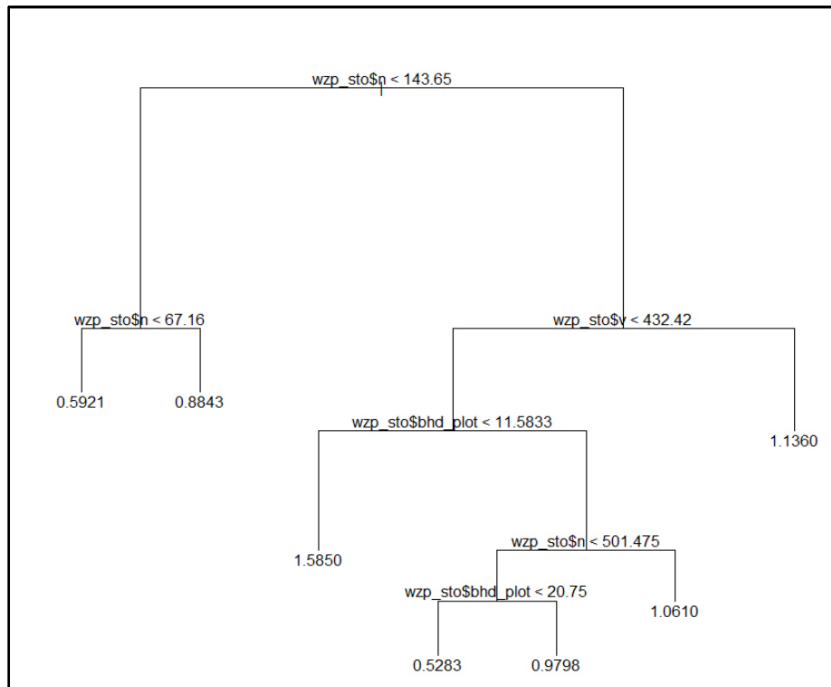


Abb. 9: Aufbau eines beispielhaften Regressionsbaums für die Einflussfaktoren auf den C&E-Index.

Für die Lösung des Regressionsproblems wurden 500 dieser Bäume gezogen, welche über ein Mehrheitsverfahren die Bedeutung der Variablen ermitteln. Dass diese Anzahl an Bäumen für die Lösung ausreichend ist und der Fehler bereits ab einer Anzahl von circa 250 Bäumen konstant bleibt, verdeutlicht Abbildung 10. Aus Gründen der Lesbarkeit und Übersichtlichkeit befinden sich die dazu komplementär entstandenen Grafiken zu den restlichen Regressionsberechnungen im Anhang.

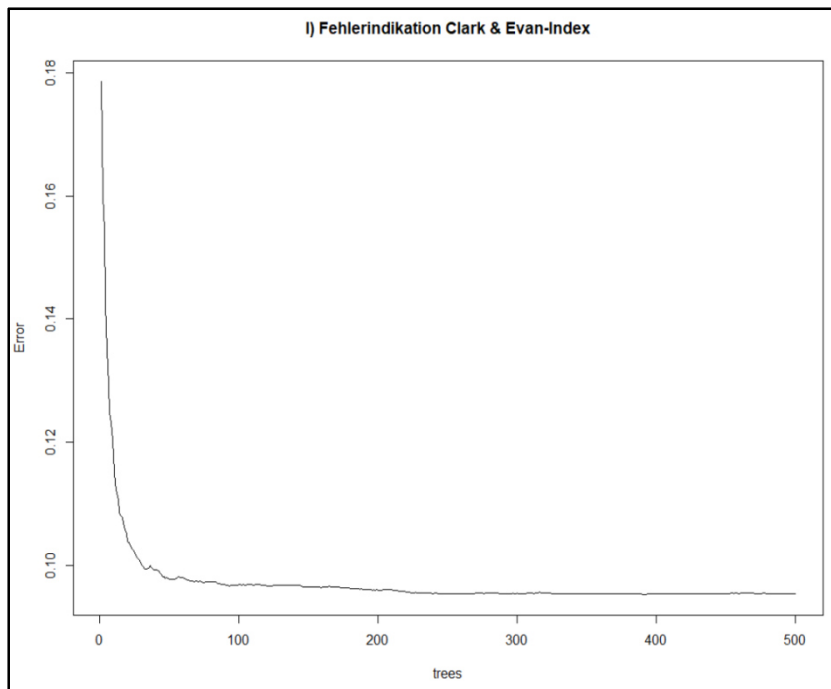


Abb. 10: Rückgang der Fehlerindikation über die Anzahl berechneter Bäume im Random Forest. Für die vorliegenden Berechnungen wurden 500 Bäume gezogen.

Clark & Evans-Index (C&E) für Punkte mit Bodenuntersuchungen

Die Berechnungen für die Plots mit Bodeninformationen (daher einer größeren Anzahl an Einflussvariablen bei einer kleineren Stichprobenanzahl) führte zu folgender Variablenselektion (Vgl. Abb. 11):

		%IncMSE	IncNodePurity
Altersbedingte Faktoren	wzp_bo\$n	18.055005	6.531450
	wzp_bo\$g	18.697860	5.395387
	wzp_bo\$v	23.777841	9.139317
Strukturbed. Fakt.	wzp_bo\$bhd_plot	16.164522	5.122424
	wzp_bo\$th_s	8.325860	2.739113
Standortbed. Fakt.	wzp_bo\$seehoehe	5.366071	4.748197

Abb. 11: Ergebnis der Variablenselektion und deren Wichtigkeit (%IncMSE) für den Clark & Evans-Index, berechnet für jene Plots mit vorliegenden Bodenuntersuchungen.

Werden nur jene Plots statistisch analysiert, bei welchen zusätzlich Bodenuntersuchungen vorliegen, verringert sich die ausgewählte Variablenanzahl des Modells von 8 auf 6 Variablen, obwohl die Anzahl der untersuchten Einflussgrößen von 15 auf 25 angestiegen ist. Wird zudem betrachtet, um wie viel der MSE pro Variable prozentual sinkt, zeigen sich deutlich geringere Werte als im ersten Durchlauf (um maximal -37.84% vs. -23,78%). Auch im zweiten Durchlauf ist der wichtigste Einflussfaktor jedoch das Volumen mit 23,87%, gefolgt von den identen Alters- und Dichtebedingten Einflussgrößen wie im ersten Durchlauf in einer anderen Rangfolge. Mit einer geringeren Bedeutung tritt auch das im ersten Durchgang wichtigste Element der Strukturbedingten Einflussfaktoren (stehendes Totholz) erneut auf. Interessanterweise zeigt sich im zweiten Durchgang als neues Element erstmals die Seehöhe mit 5,37% als schwächste Einflussgröße aus der Gruppe der Standortsbedingten Einflussfaktoren.

Der Aufbau der Einzelregressionsbäume in Random Forest ist durch die Hinzunahme von Variablen deutlich komplexer geworden (Vgl. Abb. 12). Auch wenn die Hauptknoten

weiterhin anhand von Alters- und Dichtebedingten Einflussfaktoren gebildet werden, sind in der untergeordneten feineren Verästelung auch Merkmale aus der Gruppe der Wildbedingten Einflussfaktoren oder der Boden- und Grundgesteinsbedingten Faktoren zu erkennen, welche jedoch zur Verbesserung des Modells von VSURF in der *two-step-strategy* später eliminiert wurden. Die Grundfläche des Bestandes (G) bildet den obersten Knoten und führt zu einem asymmetrischen Baumaufbau. Die Probepunkte werden aufgetrennt in zwei Subgruppen, was in dem Falle des linken Asts zu einer homogenen Gruppe von Probepunkten in jüngeren Beständen führt ($G < 10 \text{ m}^2/\text{ha}$). Der rechte Ast der Gruppe der älteren Bestände ($G > 10 \text{ m}^2/\text{ha}$) hingegen ist sehr heterogen und bedarf zur Ausformung voneinander anhand des Mittelwertes differenzierten *leaves* einer weiteren Feinverästelung.

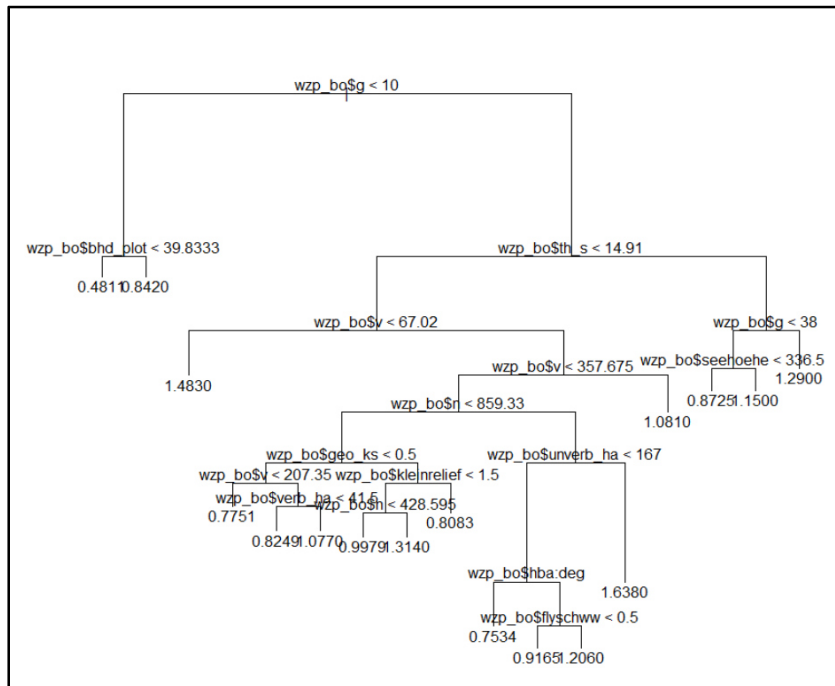


Abb. 12: Aufbau eines beispielhaften Regressionsbaums für die Einflussfaktoren auf den C&E-Index, welcher ausschließlich jene Plots mit Bodenuntersuchung berücksichtigt.

II) Shannon-Index

Für die Berechnung des Shannon-Index auf allen Probepunkten ergab sich folgende Wichtigkeit der Einflussfaktoren (Vgl. Abb. 13):

		%IncMSE	IncNodePurity
Altersbedingte Faktoren	wzp_sto\$n	32.892418	34.87174
	wzp_sto\$g	28.398960	19.71331
	wzp_sto\$v	36.687294	35.62778
	wzp_sto\$bhd_plot	28.682397	32.36834
Strukturbedingte Faktoren	wzp_sto\$hba	68.201471	34.05128
	wzp_sto\$verb_ha	8.810852	25.87496
Standortbed. Fakt.	wzp_sto\$seehoehe	17.013545	30.84106

Abb. 13: Ergebnis der Variablenselektion und deren Wichtigkeit (%IncMSE) für den Shannon-Index als Bezugsvariable.

Bei der Berechnung wurden mit Hilfe von VSURF letztendlich 7 von 15 Eingangsvariablen in das Modell ausgewählt. Das zentrale Element als Einflussfaktor auf den Shannon-Index ist die Hauptbaumart (hba). Das Hinzufügen dieser Variablen zum Modell senkt den MSE um 68,20%. In der Reihung der Wichtigkeit folgt darauf mit 36,69% das Bestandsvolumen (V)

und die Stammzahl (N) mit 32,89%. Wenn auch das mit Abstand wichtigste Element (hba) aus der Gruppe der Strukturbedingten Einflussfaktoren kommt, so folgen in der Bedeutung mit dem Volumen (V), der Stammzahl (N), dem mittleren Durchmesser (bhd_plot) und der Grundfläche (G) wiederum vier Variablen aus der Gruppe der Alters- und Dichtebedingten Einflussfaktoren. Abermals als maßgebliche Einflussgröße tritt die Seehöhe mit 17,01% auf, gefolgt von der Jungpflanzen-Anzahl (verj_ha) mit 8,81%.

Durch die verringerte Anzahl der Variablen zeigen die Bäume in RandomForest erneut eine geringe Komplexität des Aufbaus (Vgl. Abb. 14). Der oberste und wichtigste Knoten wird von der Hauptbaumart besetzt, die Ebene darunter mit Alters- und Dichtebedingten Einflussfaktoren. In der Ebene über den einzelnen *leaves* wird auch ein Knoten durch die Anzahl der verbissenen Jungpflanzen gebildet, welche zur Gruppe der Wildbedingten Einflussfaktoren gehört. Im endgültigen Modell tritt dieses Merkmal jedoch durch Variablenselektion nicht mehr auf.

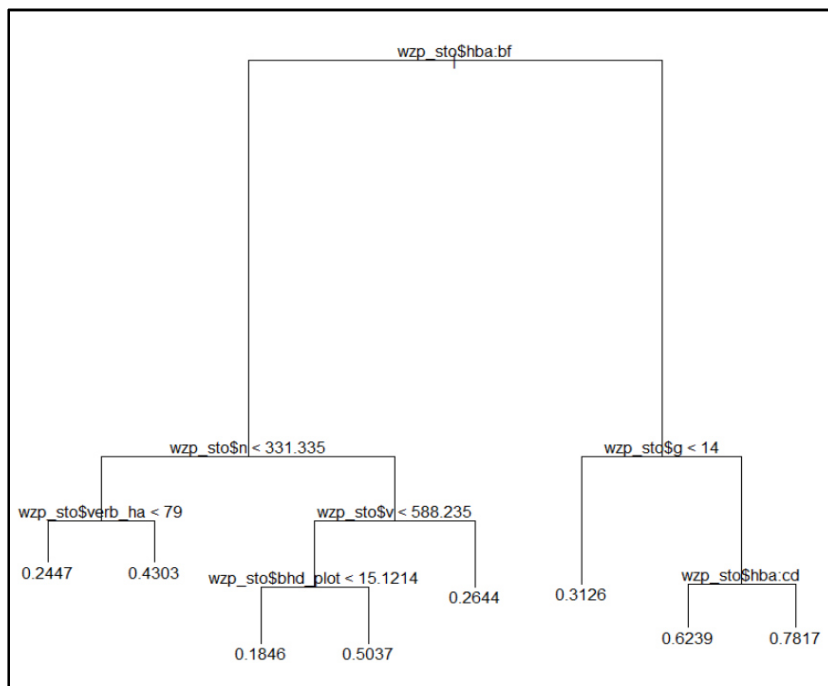


Abb. 14: Aufbau eines beispielhaften Regressionsbaums für die Einflussfaktoren auf den Shannon-Index.

Shannon-Index für Punkte mit Bodenuntersuchungen

Bei der Berechnung für den Shannon-Index, welche nur die Punkte mit Bodeninformationen einbezieht zeigt sich folgendes Ergebnis (Vgl. Abb.15):

		%IncMSE	IncNodePurity
Altersbedingte Faktoren	wzp_bo\$g	12.691934	6.280703
	wzp_bo\$vn	15.188233	9.591557
	wzp_bo\$bhd_plot	9.861096	8.203378
Strukturbedingte Faktoren	wzp_bo\$hba	30.922603	8.546496
	wzp_bo\$verj_ha	4.797831	7.764005
Bodenbedingte Faktoren	wzp_bo\$flschw	13.129459	1.636094
	wzp_bo\$wasser_class	6.676735	3.591130
	wzp_bo\$boden_class	11.063326	3.238846

Abb. 15: Ergebnis der Variablenselektion und deren Wichtigkeit (%IncMSE) für den Shannon-Index, berechnet für jene Plots mit vorliegenden Bodenuntersuchungen.

Insgesamt befinden sich die Werte für MSE% auf einem deutlich niedrigeren Niveau als bei der Berechnung mit höherer Plot-Anzahl und weniger Eingangsvariablen. Von letzteren wurden im *Prediction step* 8 von 25 ausgewählt. Wichtigstes Element bei der Berechnung ist abermals die Hauptbaumart (hba) mit 30,92%, gefolgt vom Bestandsvolumen (V) mit 15,19%. Der dritt wichtigste Faktor (Flysch-Wienerwald/flyschww mit 13,12%) bezieht sich jedoch bereits auf Boden- und Grundgestein, ebenso wie zwei weitere maßgebliche Einflussfaktoren (Wasserhaushalt/wasser_class und Bodenart/boden_class). Um die Variation des Shannon-Index interpretieren und verstehen zu können, scheint es somit anhand dieser Berechnung von Bedeutung zu sein, auch Erhebungen zu Bodenfaktoren in die Geländeaufnahmen zu integrieren.

Die zugrundeliegenden Entscheidungsbäume sind durch die steigende Anzahl der Eingangsvariablen komplexer im Aufbau, zeigen jedoch im Vergleich zum C&E-Index mit Bodenvariablen (Vgl. Abb. 12, Abb. 16) eine deutliche Symmetrie. Dies bedeutet, dass anhand der Hauptbaumart (oberster Knoten) die Gesamtgrundheit zu zwei heterogener Untergruppen führt, weswegen eine feinere Verästelung beider erforderlich ist. Jedoch ist bereits in der zweiten Gabelung des linken Astes die Bodenart ein entscheidender Knotenpunkt, durch welchen der linke Ast des Baumes sich teilt.

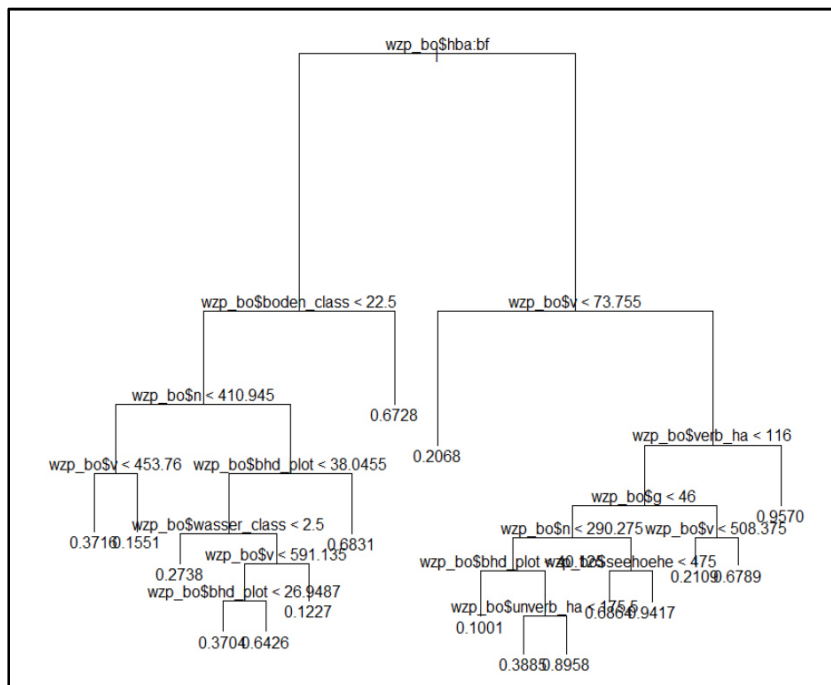


Abb. 16: Aufbau eines beispielhaften Regressionsbaums für die Einflussfaktoren auf den Shannon- Index, welcher ausschließlich jene Plots mit Bodenuntersuchung berücksichtigt.

III) Stand Density Index

Die Ergebnisse für die Berechnung des Stand Density Index mit allen aufgenommenen Plots stellen sich wie folgt dar (Vgl. Abb. 17):

	%IncMSE	IncNodePurity
Altersbedingte Faktoren { wzp_sto\$sn	34.54894	30076156
wzp_sto\$g	97.46846	67051247
wzp_sto\$bhd_plot	40.83280	13397400

Abb. 17: Ergebnis der Variablenselektion und deren Wichtigkeit (%IncMSE) für den SDI als Bezugsvariable.

Hierbei zeigt sich, dass der Stand Density Index ausschließlich durch die Alters- und Dichtebedingten Einflussfaktoren Stammzahl (N), Grundfläche (G) und mittlerer BHD (bhd_plot)

bestimmt wird. Jedoch wird auch augenscheinlich, dass eine sehr starke Korrelation zwischen der Bestandsgrundfläche mit einem MSE-Prozent von 97,47% und dem Stand Density Index besteht. Für die Variablenauswahl wurden mit Hilfe von VSURF 14 Variablen im *Thresholding step*, 6 Variablen im *Interpretation step* und final nur 3 Variablen im *Prediction step* ermittelt. Von allen untersuchten Biodiversitätsindizes ist der Stand Density Index somit jener mit der geringsten Anzahl an maßgeblichen Einflussfaktoren für die Vorhersage.

Auch anhand der Knotenbildung der Regressionsbäume zeigt sich die Wichtigkeit der Bestandsgrundfläche zur Abgrenzung der Subsets, da fünf der acht Knoten anhand der Grundfläche gebildet werden und nur in der untersten Ebene der Aufgliederung anhand anderer Faktoren vorkommen (Vgl. Abb. 18).

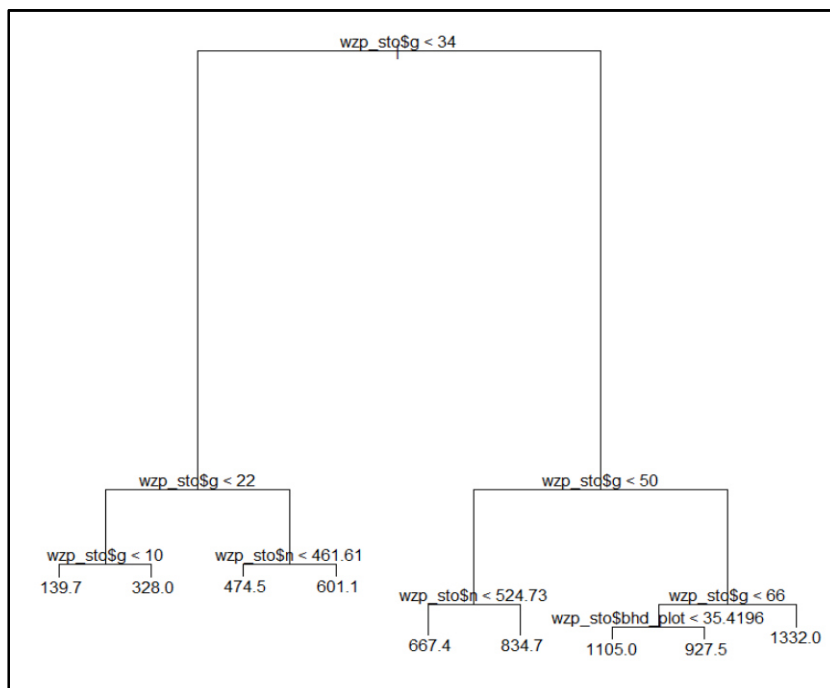


Abb. 18: Aufbau eines beispielhaften Regressionsbaums für die Einflussfaktoren auf den Shannon-Index.

Stand Density Index für Punkte mit Bodenuntersuchungen

Werden nun nur jene Probepunkte betrachtet, welche Bodeninformationen enthalten, ergibt sich anhand der Auswertung für den Stand Density Index folgendes Bild (Vgl. Abb. 19):

	%IncMSE	IncNodePurity
wzp_bo\$n	46.36715	6808470
wzp_bo\$g	45.09061	12698203
wzp_bo\$v	29.54260	6885762

Abb. 19: Ergebnis der Variablenselektion und deren Wichtigkeit (%IncMSE) für den SDI, berechnet für jene Plots mit vorliegenden Bodenuntersuchungen.

Auch die Hinzunahme von Variablen aus den Bodenerhebungen verändert nicht, dass alle Einflussfaktoren auf den SDI aus der Gruppe der Alters- und Dichtebedingten Einflussgrößen kommen. Jedoch wird die Bedeutung der Bestandsgrundfläche sehr geschmälert (MSE% = 45,09%) und sogar von der des Bestandsvorrats leicht überholt (MSE% = 46,37%). Zudem tritt an die Stelle des mittleren BHD als dritter Einflussfaktor das Bestandsvolumen (V). Im

zweiten Modell sind die Bedeutungsunterschiede der Einflussgrößen durch Hinzunahme neuer Eingangsvariablen weniger stark ausgeprägt. Die Anwendung von VSURF hat hierbei zu 21 Variablen im *Thresholding step*, 6 Variablen im *Interpretation step* und 3 Variablen im *Prediction step* geführt. Wurde im ersten Durchlauf mit Random Forest die Variablenanzahl im *Thresholding step* von 15 auf 14 reduziert (-6,67%), war die Reduktion im zweiten Durchlauf von 25 auf 21 Variablen deutlich stärker (-12%).

Die Betrachtung eines beispielhaften Regressionsbaumes des Modells zeigt, dass die Schlüsselpositionen der Knoten auch im zweiten Durchlauf mit Hilfe der Bestandsgrundfläche gebildet werden (Vgl. Abb. 20). Optisch unterscheidet sich der Baumaufbau von jenem des ersten Durchlaufs nur unwesentlich. Es fällt jedoch auf, dass eine größere Anzahl der tiefer stehenden Knoten anhand der Stammzahl (N) gebildet werden.

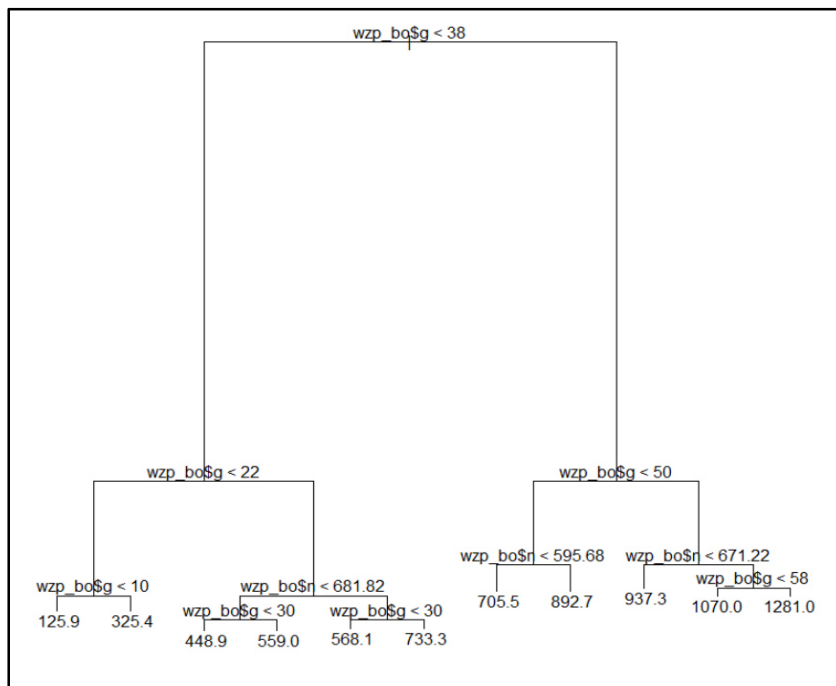


Abb. 20: Aufbau eines beispielhaften Regressionsbaums für die Einflussfaktoren auf den SDI, welcher ausschließlich jene Plots mit Bodenuntersuchung berücksichtigt.

IV) Crown Competition Factor

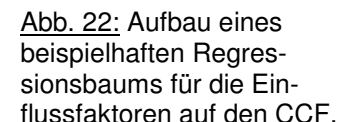
Die Errechnung der maßgeblichen Einflussfaktoren auf Grundlage aller Plots lieferte für den Crown Competition Factor folgendes Ergebnis (Vgl. Abb. 21):

		%IncMSE	IncNodePurity
Altersbedingte Faktoren	wzp_sto\$g	32.89825	642936.2
	wzp_sto\$bhd_plot	47.50198	1507879.4
Strukturbed. Fakt.	wzp_sto\$hba	23.51769	253773.7
Standortsbedingte Faktoren	wzp_sto\$exp	17.93761	296111.4
	wzp_sto\$seehoehe	28.26446	720103.8

Abb. 21: Ergebnis der Variablenselektion und deren Wichtigkeit (%IncMSE) für den CCF als Bezugsvariable.

Die wichtigsten Einflussfaktoren auf den CCF sind der mittlere Brusthöhendurchmesser (bhd_plot) mit 47,50% und die Bestandsgrundfläche (G) mit 32,90% aus der Gruppe der Alters- und Dichtebedingten Einflussfaktoren, gefolgt von der Seehöhe (28,26%), der

Die Regressionsbäume für die Berechnung zeigen einen leicht asymmetrischen Aufbau und verstärken den Eindruck, dass auch der CCF eine starke Altersabhängigkeit aufweist, da wichtige Knoten anhand des mittleren BHD gebildet werden (Vgl. Abb. 22). Jedoch tritt im rechten Zweig des Baumes als relevantes Abgrenzungsmerkmal die Hauptbaumart auf. Der linke Zweig ist heterogener und zeigt ausgeprägtere Verästelung, wird aber ebenfalls von Alters- und Dichtebedingten Faktoren dominiert. In den untersten Knoten spielen jedoch zur Feineinteilung in Äste und Blätter auch Standort- und Strukturbedingte Einflussfaktoren eine starke Rolle.



Werden nun die Erkenntnisse aus den Berechnungen der Punkte mit Bodeninformationen hinzugezogen, ergibt sich ein leicht verändertes Bild (Vgl. Abb. 23):

Abb. 23: Ergebnis der Variablenselektion und deren Wichtigkeit (%IncMSE) für den CCF, berechnet für jene Plots mit vorliegenden Bodenuntersuchungen.

30

beobachteten Einflussgrößen bei Zunahme der Eingangsvariablen-Anzahl. Mit 28,11% wird der mittlere BHD zum wichtigsten Einflussfaktor, gefolgt vom Vorkommen von klastischem, sauren Grundgestein (geo_ks) mit 16,40% und der Stammzahl (15,75%). Die Bestandsgrundfläche (G) und die Stammzahl (N) haben eine jeweils geringere Bedeutung bei der Erklärung der Variabilität von SDI auf den Probepunkten. Somit ist der mittlere BHD trotz der Hinzunahme weiterer Einflussvariablen der bedeutendste Einflussfaktor geblieben. Das klastisch-saure Grundgestein tritt in diesem Zusammenhang einmalig als bedeutende Einflussgröße auf, wohingegen die Seehöhe in der Übersicht der wichtigsten Faktoren nicht mehr zu finden ist.

Die zugrundeliegenden Bäume zur Lösung des Regressionsproblems zeigen einen wenig komplexen, asymmetrischen Aufbau (Vgl. Abb. 24). Der oberste Knoten teilt anhand des mittleren BHD in eine homogene, von den anderen *Subsets* deutlich differenzierte Gruppe von Punkten in Jungbeständen mit einem mittleren BHD < 84,9 cm. Die älteren Bestände zeigen sich im linken Zweig des Baumes dagegen heterogener und benötigen weitere Unterteilung, um sich als *leaf* zu formieren. In diesem Kontext ist es erstaunlich, dass über das Merkmal Grundgestein im linken Zweig des Baumes ein relativ hoher Knoten gebildet wird.

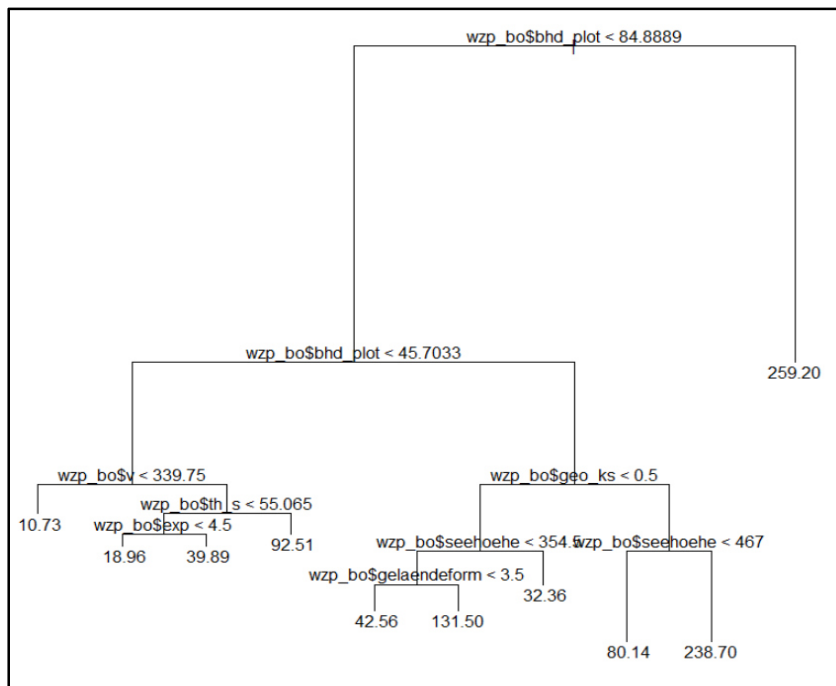


Abb. 24: Aufbau eines beispielhaften Regressionsbaums für die Einflussfaktoren auf den CCF, welcher ausschließlich jene Plots mit Bodenuntersuchung berücksichtigt.

V) Durchmesser differenzierung nach Földner

Anhand der Berechnungen für die Durchmesser differenzierung nach Földner mit allen untersuchten Probepunkten ergeben sich folgende Werte (Vgl. Abb. 25):

		%IncMSE	IncNodePurity
Altersbedingte Faktoren	wzp_sto\$n	28.749439	20.269648
	wzp_sto\$g	21.296274	9.545989
	wzp_sto\$v	23.383330	15.659028
Strukturbedingte Faktoren	wzp_sto\$th_s	13.331072	5.891324
	wzp_sto\$verj_ha	12.270143	16.106023
Bodenbedingte Faktoren	wzp_sto\$exp	8.280009	7.069668
	wzp_sto\$seehoehe	19.300583	16.015571
	wzp_sto\$gelaendeform	7.345101	5.942207
	wzp_sto\$kleinrelief	6.316321	3.457054

Abb. 25: Ergebnis der Variablenselektion und deren Wichtigkeit (%IncMSE) für die Durchmesser differenzierung nach Földner als Bezugsvariable.

Die drei Einflussfaktoren, welche die Durchmesser differenzierung im Vergleich am stärksten beeinflussen, sind aus der Gruppe der Alters- und Dichtebedingten Einflussfaktoren. Der Faktor mit der höchsten Bedeutung ist die Stammzahl (N) mit 28,75%, gefolgt von dem Bestandesvolumen (V) mit 23,38% und der Bestandesgrundfläche (G) mit 21,30%. In der Reihung der Bedeutung knapp dahinter findet sich die Seehöhe (19,30%) und mit etwas mehr Abstand die strukturbedingten Einflussfaktoren stehendes Totholz (th_s) und Verjüngung (verj_ha). Die Einflussfaktoren, welche im Vergleich zu den vorhergenannten deutlich weniger Variation der Durchmesser differenzierung erklären, sind die Standortsbedingten Einflussfaktoren Exposition (exp), Makrorelief (gelaendeform) und Mikrorelief (kleinrelief). Von allen untersuchten Biodiversitätsindizes hat die Durchmesser differenzierung nach Földner im ersten Durchgang das geringste Maximum (max. MSE% = 28,75%) und in Folge dessen die höchste Anzahl an *Impact*-Variablen im *Prediction Step*. Dabei scheint die Variabilität der Durchmesser differenzierung neben Alters- und Dichtebedingten Faktoren auch deutlich von standorts- und strukturbedingten Größen abzuhängen.

Der Aufbau der Regressionsbäume erscheint im Gegensatz dazu, mit nur vier Knoten, wenig komplex und leicht asymmetrisch (Vgl. Abb. 26). Das am stärksten diskriminierende Merkmal ist die Stammzahl, welche wiederum die Probepunkte unterteilt in eine homogene Gruppe der jüngeren Bestände ($n > 171$) und eine heterogenere Gruppe von Plots in älteren Beständen ($n < 171$). Die Plots der älteren Bestände unterteilen sich nochmals anhand von der Jungpflanzenanzahl. Jene mit einer größeren Anzahl an Jungpflanzen ($verj_ha > 70$) splitten sich ein weiteres Mal bezüglich dem Merkmal Bestandesgrundfläche und stehendem Totholz (th_s).

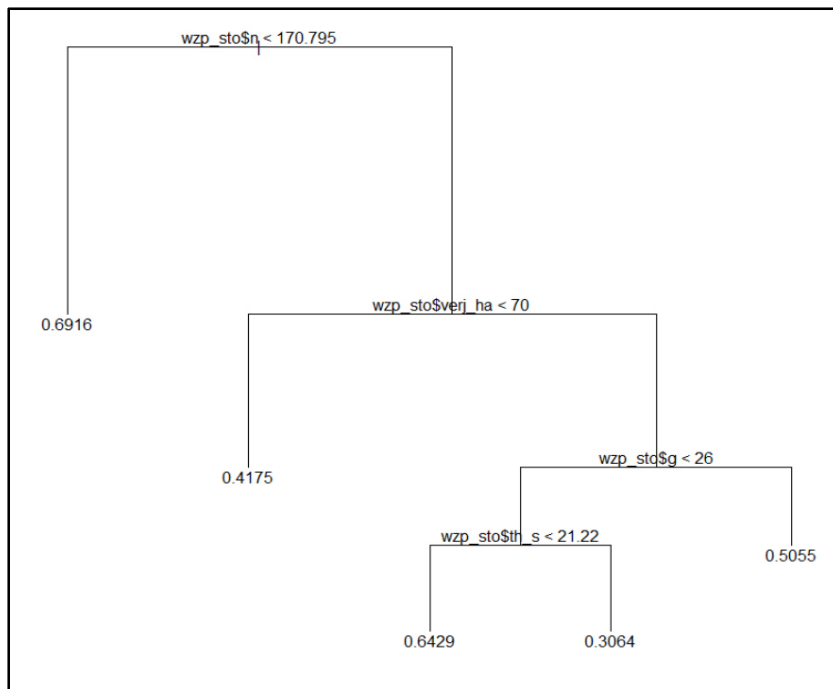


Abb. 26: Aufbau eines beispielhaften Regressionsbaums für die Einflussfaktoren auf die Durchmesserendifferenzierung nach Földner.

Durchmesserendifferenzierung für Punkte mit Bodenuntersuchungen

Die Ergebnisse der Berechnungen für die Plots mit Bodeninformationen hinsichtlich des Einflusses auf die Durchmesserendifferenzierung nach Földner stellen sich folgendermaßen dar (Vgl. Abb. 27):

		%IncMSE	IncNodePurity
Altersbedingte Faktoren	wzp_bo\$N	15.566512	5.839033
	wzp_bo\$bhd_plot	10.517740	5.170251
Strukturbed. Fakt.	wzp_bo\$verj_ha	12.799597	4.440475
Standortbed. Fakt.	wzp_bo\$seehoehe	6.587952	4.474114
Wildbedingte Fakt.	wzp_bo\$unverb_ha	16.646002	4.775629

Abb. 27: Ergebnis der Variablenselektion und deren Wichtigkeit (%IncMSE) für die Durchmesserendifferenzierung, berechnet für jene Plots mit vorliegenden Bodenuntersuchungen.

Werden weitere Eingangsvariablen in einem neuen Modell hinzugenommen, ergibt sich eine interessante Veränderung in der Übersicht der aussagekräftigsten Variablen (Vgl. Abb. 27). Der wichtigste Einflussfaktor ist nun die Anzahl unverbissener Jungpflanzen (unverb_ha) mit 16,65% aus der Gruppe der Wildbedingten Einflussfaktoren. Beinahe ebenso wichtig ist die Stammzahl (N) mit 15,57%, gefolgt von der Anzahl von Jungpflanzen (verj_ha) und dem mittleren BHD (bhd_plot). Mit einem Einfluss von 6,59% Senkung des MSE ist in der Reihung der Bedeutung die Seehöhe auf dem hintersten Platz der maßgeblichen Einflussfaktoren auf die Durchmesserendifferenzierung.

Abermals senkt sich das Maximum des %MSE durch die Hinzunahme von zusätzlichen Eingangsfaktoren zwischen dem ersten und zweiten Durchlauf. Die Bedeutung der Alters- und Dichtebedingten Faktoren hat im zweiten Durchlauf stark abgenommen. Zum Beispiel treten die Grundfläche und das Bestandesvolumen in der Reihung nicht mehr als maßgeblich auf. Die Seehöhe ist als einziger der Strukturbedingte Einflussfaktoren erhalten geblieben. Im Gegenzug nimmt die Verjüngung eine konstante und die Anzahl der unverbissenen Jungpflanzen eine übergeordnete Rolle ein.

Aufgrund der geringen Zahl an Eingangsvariablen ist die Interaktion zwischen den Indizes stärker ausgeprägt, jedoch findet im Gegenzug keine Variablenselektion zur Modellverbesserung statt. Die zur Berechnung gehörenden Regressionsbäume zeigen einen wenig komplexen, symmetrischen Aufbau (Vgl. Abb. 30). Alle Knotenpunkte werden anhand vom SDI gebildet, was dessen Bedeutung zur Erklärung der Variabilität des C&E-Index auf den Plots bestätigt.

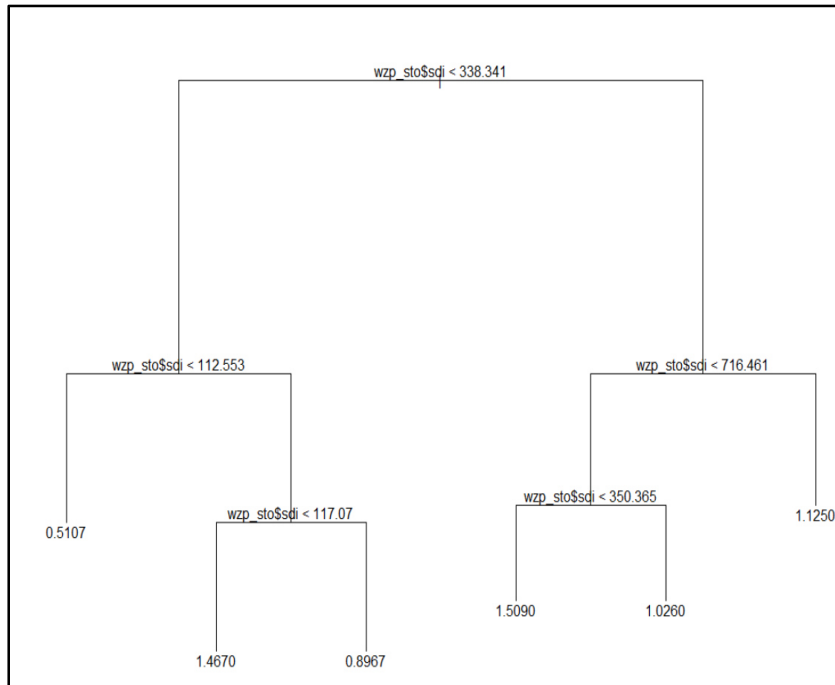


Abb. 30: Aufbau eines beispielhaften Regressionsbaums Interaktion der Biodiv. Indizes mit dem C&E-Index.

Für die Regressionsrechnung wurden in RandomForest ebenfalls 500 Bäume gezogen, welche nach einem Mehrheitsverfahren zur Ergebnisberechnung geführt haben. Die folgende Abbildung 31 zeigt, dass diese Anzahl ausreichend war, um das Niveau einer konstanten Fehlerindikation zu erreichen. Vergleichbare Darstellungen für die anderen Berechnungen in RandomForest befinden sich im Anhang.

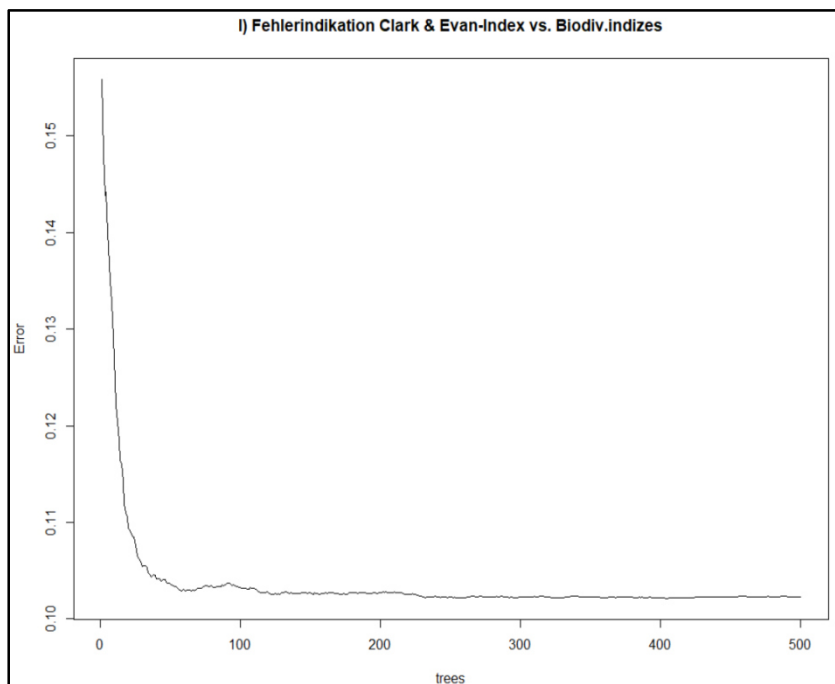


Abb. 31 Fehlerrückgang bei zunehmender Anzahl der Regressionsbäume für den C&E-Index in Interaktion mit den untersuchten Biodiv. Indizes.

II) Shannon-Index

Aus dem statistischen Vergleich des Verhaltens vom Shannon-Index zu den verwendeten Biodiversitätsindizes der Arbeit ergibt sich folgende Darstellung (Vgl. Abb. 32):

	%IncMSE	IncNodePurity
wzp_sto\$clark	4.171403	45.29700
wzp_sto\$sdi	11.035020	48.78503
wzp_sto\$ccf	10.701749	49.06331
wzp_sto\$diff	3.974895	47.45469

Abb. 32: Interaktion der Biodiv. Indizes mit dem Shannon-Index.

Der Shannon-Index hat als wichtigste Einflussgrößen den SDI (11,04%) und den CCF (10,70%). Die *Impact*-Faktoren der anderen beiden Indizes sind dagegen sehr schwach ausgeprägt. Die Erklärbarkeit des Shannon-Index aus den anderen untersuchten Biodiversitätsindizes ist geringer als für den Clark & Evans-Index.

Bei der Betrachtung der Regressionsbäume für die Berechnung zeigt sich ein asymmetrischer Aufbau mit nur drei Knoten, welche durch den SDI, die Durchmesser differenzierung und, in unterster Ebene, durch den CCF gebildet werden (Vgl. Abb. 33). Die Knotenreinheit (*NodePurity*) ist dabei sehr viel schwächer als bei der Berechnung für den C&E-Index.

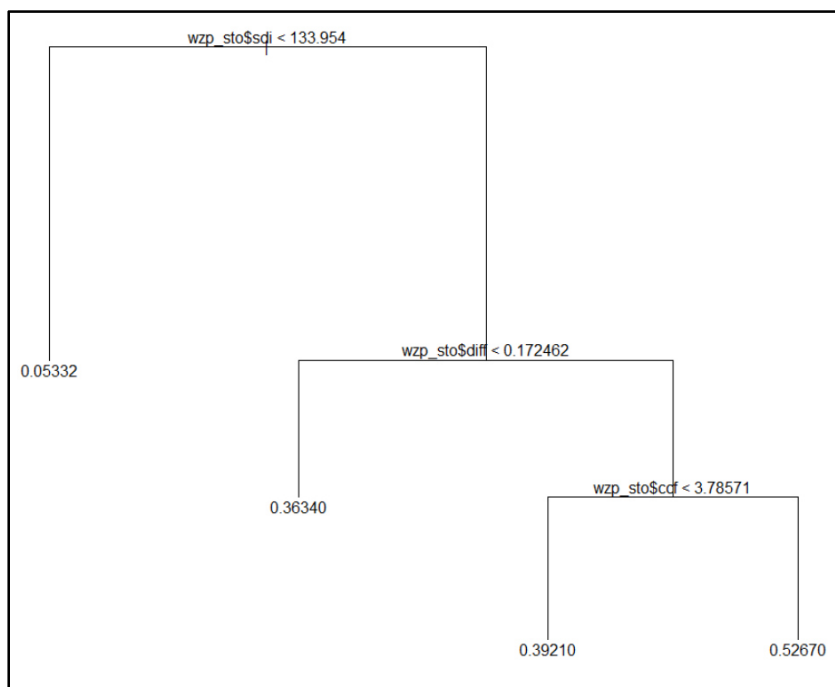


Abb. 33: Aufbau eines beispielhaften Regressionsbaums Interaktion der Biodiv. Indizes mit dem Shannon-Index.

III) Stand Density Index

Wird das Verhalten des Stand Density Index(SDI) im Vergleich zu jenem der anderen untersuchten Biodiversitätsindizes analysiert, ergibt sich folgendes Bild (Vgl. Abb. 34):

	%IncMSE	IncNodePurity
wzp_sto\$clark	28.27677	21023538
wzp_sto\$shannon	30.74615	15756400
wzp_sto\$ccf	39.23639	22007917
wzp_sto\$diff	21.18332	18542201

Abb. 34: Interaktion der Biodiv. Indizes mit dem SDI.

Der Stand Density Index ist durch die anderen Biodiversitätsindizes am besten erklärbar. Der MSE wird durch das Hinzufügen jedes anderen Index in das Modell um mindestens 21% gesenkt. Der wichtigste Einfluss geht jedoch von dem CCF aus, der den MSE für den SDI um 39,23% senkt.

Bei der Betrachtung der dazugehörigen Regressionsbäume zeigt sich ein leicht asymmetrischer Aufbau (Vgl. Abb. 35). Der oberste und wichtigste Knoten wird anhand vom CCF gebildet und teilt den Datensatz in eine homogene Gruppe und eine heterogene Gruppe von Beobachtungen. Die heterogene Gruppe wird anhand vom Clark& Evans-Index und anschließend noch an zwei untergeordneten Knoten anhand von der Durchmesserdifferenzierung in *leaves* unterteilt.

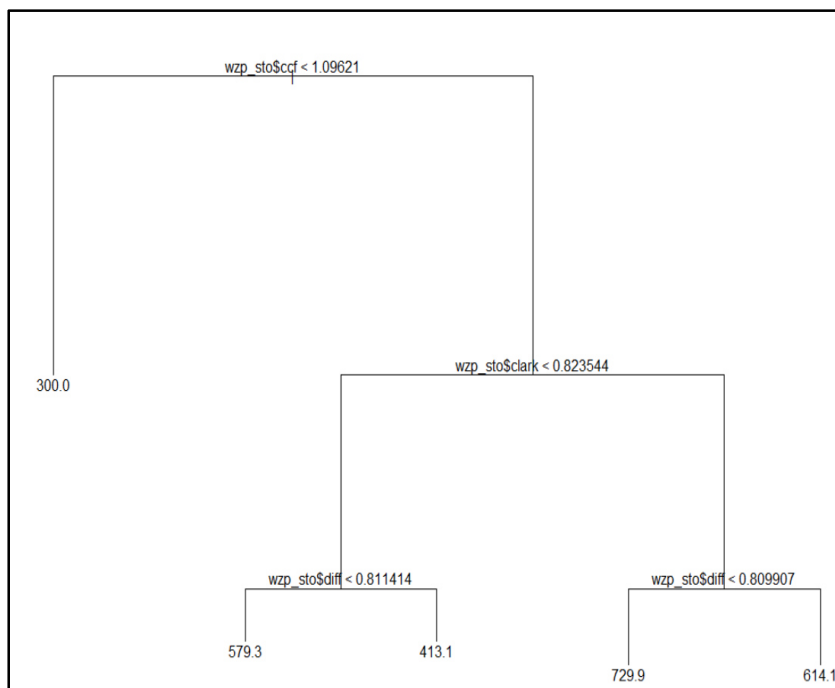


Abb. 35: Aufbau eines beispielhaften Regressionsbaums Interaktion der Biodiv. Indizes mit dem SDI.

IV) Crown Competition Factor

Die Abhängigkeit zwischen dem Crown Competition Factor (CCF) und den anderen Biodiversitätsindizes kann anhand der Modellrechnung folgendermaßen eingeschätzt werden (Vgl. Abb. 36):

	%IncMSE	IncNodePurity
wzp_sto\$clark	2.005894	811793.3
wzp_sto\$shannon	12.272398	600609.0
wzp_sto\$sd	21.083433	915531.9
wzp_sto\$diff	24.128492	1058022.4

Abb. 36: Interaktion der Biodiv. Indizes mit dem CCF.

Die stärkste *Impact*-Wirkung auf den CCF zeigen die Durchmesserdiffferenzierung (diff) mit 24,13%MSE und der Stand Density Index (SDI) mit 21,08%MSE. Auch mit dem Shannon-Index besteht ein Zusammenhang, da der MSE durch das Hinzufügen der Variable in das Modell um 12,27% gesenkt wird. Die Bedeutung des C&E-Index für die Variabilität des CCF ist hingegen vernachlässigbar.

Die Abbildung 37 zeigt den asymmetrischen Aufbau der Regressionsbäume des Modells. Der wichtigste Knoten wird anhand der Durchmesserdiffferenzierung gebildet, in der darunterliegenden Ebene vom SDI und anschließend vom Shannon-Index. Die Feinverästelung erfolgt anschließend abermals anhand vom SDI.

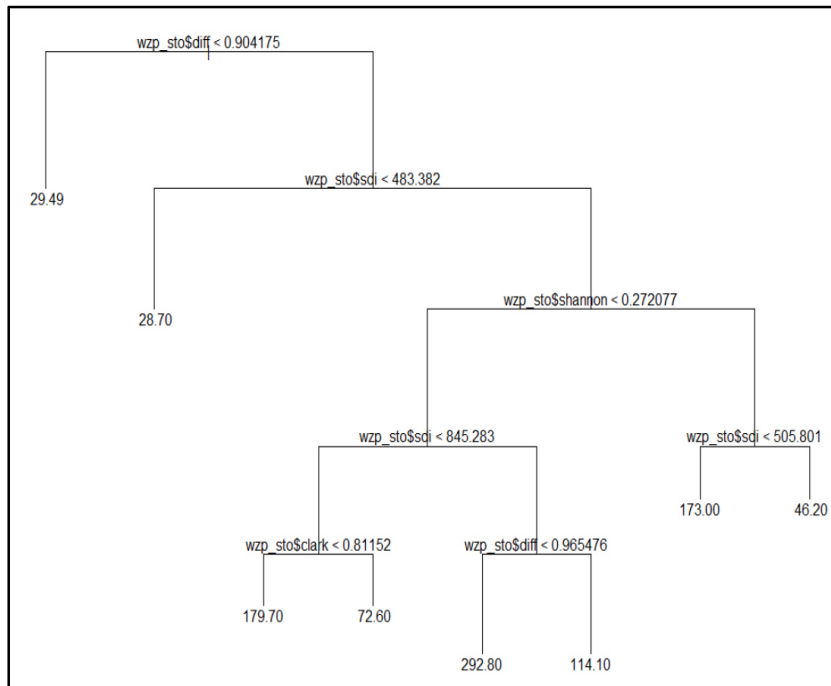


Abb. 37: Aufbau eines beispielhaften Regressionsbaums Interaktion der Biodiv. Indizes mit dem CCF.

V) Durchmesserdiffferenzierung nach Földner

Die Berechnung für die Durchmesserdiffferenzierung nach Földner in Relation zu den anderen untersuchten Biodiversitätsindizes führte zu nachfolgendem Ergebnis (Vgl. Abb. 38):

	%IncMSE	IncNodePurity
wzp_sto\$clark	0.7639147	21.58054
wzp_sto\$shannon	3.2721675	13.80608
wzp_sto\$sdj	27.8964663	26.37162
wzp_sto\$ccf	18.0199861	24.06137

Abb. 38: Interaktion der Biodiv. Indizes mit der Durchmesserdiffferenzierung.

Die Variabilität der Durchmesserdiffferenzierung zeigt einen ausgeprägten Zusammenhang mit jener des SDI (27,90%MSE). Darauf folgt der Crown Competition Factor mit 18,02%. Mit den Biodiversitätsindizes C&E-Index und Shannon-Index und der Durchmesserdiffferenzierung nach Földner besteht hingegen ein schwacher Zusammenhang.

Die Regressionsbäume zeigen einen sehr regelmäßigen und symmetrischen Aufbau (Vgl. Abb. 39). Der Schlüsselknoten wird anhand vom SDI gebildet. In weiterer Folge wird der rechte Ast des Baums anhand des CCF ein weiteres Mal in Subsets unterteilt, während beim linken Ast die Knotenbildung abermals durch den SDI erfolgt. Entsprechend dem

regelmäßigen Aufbau und den Ergebnissen der Berechnung ist die Knotenreinheit und Stabilität der Bäume als eher hoch einzuschätzen.

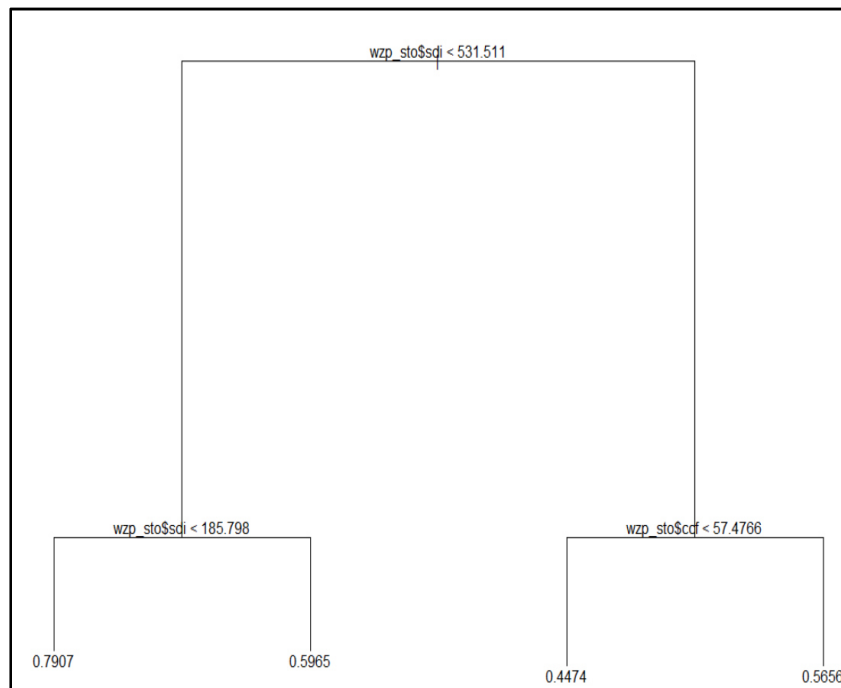


Abb. 39: Aufbau eines beispielhaften Regressionsbaums Interaktion der Biodiv. Indizes mit der Durchmesser-differenzierung.

4.3 Ergebnisübersicht

Die Gegenüberstellung der in Kapitel 4.1 und 4.2 vorgestellten Ergebnisse soll vor der Diskussion im Folgenden in Form mehrerer Gesamtübersichten dargestellt und nach Gruppen von Einflussfaktoren zusammengefasst werden.

Übersicht der Ergebnisse (Kapitel 4.1) nach Gruppen von Einflussfaktoren

Einflussfaktor	Alter- und Dichte							
	n(I)	n(II)	g(I)	g(II)	v(I)	v(II)	bhd (I)	bhd(II)
C&E	37,85	18,06	24,58	18,7	25,96	23,78	32,40	16,16
Shannon	32,89		28,40	12,69	36,69	15,19	28,68	9,86
SDI	34,55	46,37	97,47	45,09		29,54	40,83	31,95
CCF	32,9	15,75		12,17		11,56	47,50	28,11
Diff	28,74	15,57	21,3		23,38			10,52
Summe	166,93	95,75	171,75	88,65	86,03	80,07	149,41	96,6

Einflussfaktor	Struktur								Wildeinfluss	
	hba(I)	hba(II)	th_christ. (I)	th_christ.(II)	th_s(I)	th_s(II)	verj_ha (I)	verj_ha (II)	unverb_ha (I)	unverb_ha (II)
C&E	11,43		11,76		12,43	8,33	6,32			
Shannon	68,20	30,92		6,13			8,81	4,8		
SDI										
CCF	23,52									
Diff					13,33		12,27	12,8		16,65
Summe	103,15	30,92	11,76	6,13	25,76	8,33	27,4	17,6	0	16,65

Einflussfaktor	Standort									
	geländeform(I)	geländeform(II)	kleinrelief(I)	kleinrelief(II)	exposition(I)	exposition(II)	seehoehe(I)	seehoehe(II)		
C&E										5,34
Shannon								17,01		
SDI										
CCF						17,94		28,26		
Diff	7,35			6,32		8,28		19,3		6,59
Summe	7,35		0	6,32		26,22		64,57		11,93

Einflussfaktor	Boden und Grundgestein									
	boden_class(I)	boden_class(II)	wasser_class(I)	wasser_class(II)	geo_ks(I)	geo_ks(II)	flyschww(I)	flyschww(II)		
C&E										
Shannon		11,06		6,68						13,13
SDI										
CCF						16,4				
Diff										
Summe	0	11,06	0	6,68	0	16,4	0			13,13

Abb. 40 a-d: Zusammenstellung der Ergebnisse für %MSE aus Kapitel 4.2, geordnet nach Gruppen von Einflussfaktoren auf die Biodiversitätsindizes.

Die Abbildungen 40 a-d zeigen die Werte für %MSE der maßgeblichen Einflussfaktoren je Biodiversitätsindex als Gesamtübersicht, welche nach den fünf Einflussfaktorengruppen gruppiert angeordnet dargestellt werden. Diese Einflussfaktorengruppen lauten: (a) Alters- und Dichtebedingte Einflussfaktoren, (b) Strukturbedingte Einflussfaktoren und Wildbedingten Einflussfaktoren, (c) Standortsbedingte Einflussfaktoren, (d) Boden- und Grundgesteinsbedingte Einflussfaktoren .

Die folgenden Tabellen (Abb. 41, Abb. 42) versuchen anhand der obigen Ergebnisübersicht eine Reihenfolge der Bedeutung der Einzelfaktoren für die Gesamtbiodiversität in den Kernzonen des Biosphärenparks Wienerwald pro Durchlauf zu erstellen. Zu diesem Zweck

wurde in einem ersten Arbeitsschritt eine Reihung anhand der Auftretenshäufigkeit als maßgeblicher Einflussfaktor über alle fünf Biodiversitätsindizes vorgenommen. Für den Fall gleicher Auftretenshäufigkeit wurde eine zweite Reihung anhand der mittleren Senkung des MSE über alle Biodiversitätsindizes vorgenommen.

Die dargelegte Vorgehensweise zur Priorisierung ist kein Standardverfahren, sondern wurde bewusst auf die Beantwortung der Forschungsfragen dieser Arbeit ausgerichtet. So impliziert sie etwa, dass die Häufigkeit des Auftretens eines Einflussfaktors wichtiger ist, als die Stärke seines Einflusses auf die Biodiversitätsindizes. Für die Übertragung der Ergebnisse als Empfehlungen für die Forstpraxis mag diese Art der Reihung zielführend sein, für eine Auswertung ähnlicher Datensätze anderer Zielsetzung kann sie in vielen Fällen ungeeignet sein.

	Durchgang (I) Berechnung mit allen Plots											
Gruppierung	Alter und Dichte				Struktur				Standort			
Einflussfaktoren	n(I)	g(I)	v(I)	bhd(I)	hba(I)	th_christ.(I)	th_s (I)	verj_ha(I)	geländeform(I)	kleinrelief(I)	exposition (I)	seehoehe (I)
rel. Auftretenshäufigkeit [%]	1,0	0,8	0,6	0,8	0,6	0,2	0,4	0,6	0,2	0,2	0,2	0,6
Summe (%MSE)	166,93	171,8	86,03	149,41	103,15	11,76	25,76	27,4	7,35	6,32	26,22	64,57
Anteil an Gesamt MSE% [%]	19,72	20,29	10,16	17,65	12,18	1,39	3,04	3,24	0,87	0,75	3,10	7,63
1. Reihung nach rel. Auftreten	1.	2.	3.	2.	3.	5.	4.	3.	5.	5.	5.	3.
2. Reihung nach Anteile MSE%	2.	1.	5.	3.	4.	10.	9.	7.	11.	12.	8.	6.

	Durchgang (II) Berechnung von Plots mit Bodenuntersuchung													
Gruppierung	Alter und Dichte				Struktur				Wildeinfluss	Standort	Boden und Grundgestein			
Einflussfaktoren	n(II)	g(II)	v(II)	bhd(II)	hba(II)	th_christ.(II)	th_s (II)	verj_ha (II)	unverb/ha (II)	seehoehe (II)	bodenclass (II)	wasserclass(II)	geo_ks (II)	flyschww (II)
rel. Auftretenshäufigkeit [%]	0,8	0,8	0,8	1	0,2	0,2	0,2	0,4	0,2	0,4	0,2	0,2	0,2	0,2
Summe (%MSE)	95,75	88,65	80,07	96,6	30,92	6,13	8,33	17,6	16,65	11,93	11,06	6,68	16,4	13,13
Anteil an Gesamt MSE% [%]	19,15	17,73	16,02	19,32	6,19	1,23	1,67	3,52	3,33	2,39	2,21	1,34	3,28	2,63
1. Reihung nach rel. Auftreten	2.	2.	2.	1.	4.	4.	4.	3.	4.	3.	4.	4.	4.	4.
2. Reihung nach Anteile MSE%	2.	3.	4.	1.	5.	14.	12.	6.	7.	10.	11.	13.	8.	9.

Abb. 41, Abb. 42: Die Bedeutung der einzelnen Einflussfaktoren aufsummiert über alle untersuchten Biodiversitätsindizes und die Reihung ihrer Wichtigkeit anhand von der relativen Auftretenshäufigkeit (Vgl. Abb. 38) und ihrem relativen mittleren Beitrag zur Senkung des MSE.

Das beschriebene Verfahren zur Reihung der Bedeutung der Einflussfaktoren (Vgl. Abb. 41, Abb. 42) führt somit zu folgenden Ergebnissen (Vgl. Abb. 43, Abb. 44):

Rangfolge der Bedeutung der EF (I)		1. Reihung	2. Reihung
Stammzahl	n	1.	
Bestandesgrundfläche	g	2.	1.
Mittlerer BHD	bhd	2.	3.
Hauptbaumart	hba	3.	4.
Bestandesvolumen	v	3.	5.
Seehöhe	seehoehe	3.	6.
Jungpflanzenanzahl	verj_ha	3.	7.
Stehendes Totholz	th_s	4.	
Exposition	exposition	5.	8.
liegendes Totholz	th_christensen	5.	10.
Makrorelief	geländeform	5.	11.
Mikrorelief	kleinrelief	5.	12.

Rangfolge der Bedeutung der EF (II):		1. Reihung	2. Reihung
Mittlerer BHD	bhd	1.	
Stammzahl	n	2.	2.
Bestandesgrundfläche	g	2.	3.
Bestandesvolumen	v	2.	4.
Jungpflanzenanzahl	verj_ha	3.	6.
Seehöhe	seehoehe	3.	10.
Hauptbaumart	hba	4.	5.
Unverbissene Jungpflanzen	unverb_ha	4.	7.
Grundgestein Kalksandstein	geo_ks	4.	8.
Flysch Wienerwald	flyschww	4.	9.
Bodenart	bodenclass	4.	11.
Stehendes Totholz	th_s	4.	12.
Boden-Wasserhaushalt	wasserclass	4.	13.
Liegendes Totholz	th_christensen	4.	14.

Abb. 43, Abb.44: Rangfolge der Bedeutung der Einflussfaktoren in den Random Forest Durchläufen I und II.

dingten Einflussfaktoren (Unverbissene Jungpflanzen). Die sich ergebenden Muster aus den Ergebnissen der beiden Durchläufe ähneln sich, und auch die relative Positionierung der Rangfolge stimmt für die einzelnen Faktoren circa überein. Die genaue Position innerhalb der Einflussfaktorengruppe ist jedoch teilweise vertauscht. Zudem hat im zweiten Durchlauf durch die Zunahme der Boden- und Grundgesteinsbedingten Einflussfaktoren die Bedeutung der Standortsbedingten Einflussfaktoren, bis auf jene der Seehöhe, stark abgenommen.

Übersicht der Ergebnisse (Kapitel 4.2)

Bei der Gegenüberstellung der Ergebnisse für den dritten Durchlauf in Random Forest werden die Zusammenhänge zwischen den untersuchten Biodiversitätsindizes augenscheinlich (Vgl. Abb. 45).

Bei der Ausarbeitung der Rangfolge werden sowohl Unterschiede, als auch Gemeinsamkeiten zwischen den ersten beiden Durchläufen mit Random Forest und VSURF deutlich. Anhand der Zuordnung der Faktoren zu den Einflussfaktorengruppen zeigt sich, dass für beide Durchläufe die Alters- und Dichtebedingten Einflussfaktoren die höchste Bedeutung haben. Im ersten Durchlauf folgt darauf mit Ausnahme der Seehöhe die Gruppe der Strukturbedingten Einflussfaktoren. Die untersten Ränge werden durch die Gruppe der Standortsbedingten Einflussfaktoren belegt.

Im zweiten Durchlauf mit einer größeren Anzahl an Eingangsvariablen und weniger Probepunkten kommt es nach den vordersten vier Plätzen zu einer Durchmischung von Strukturbedingten Einflussfaktoren und Boden- und Grundgesteinsbedingten Einflussfaktoren. Darunter befinden sich als zwei Ausnahmen aus der Gruppe der Standortsbedingten Einflussfaktoren (Seehöhe) und der Wildbe-

		Impact-Faktor				
		C&E	Shannon	SDI	CCF	DIFF
Response-Variable	C&E		8,73	27,13	10,27	6,04
	Shannon	4,17		11,04	10,7	3,97
	SDI	28,28	30,75		39,24	21,18
	CCF	2,01	12,27	21,08		24,12
	Diff	0,74	3,27	27,9	18,02	

	0 - 7,5 %MSE
	7,5 - 15 %MSE
	> 15 %MSE

Abb. 45: Zusammenstellung der Ergebnisse für %MSE aus Kapitel 4.2, Impact-Wirkung der untersuchten Biodiversitätsindizes untereinander.

Bei der Betrachtung der Gegenüberstellung sind zwei Indizes besonders auffällig bezüglich ihrer *Impact*-Faktoren:

Clark & Evans-Index (C&E):

Dieser zeichnet sich, außer beidem Hinzufügen zu dem Modell des Stand Density Index, als besonders geringer *Impact*-Faktor bei den anderen Indizes aus. Wenn der C&E-Index in ein Modell mit anderer Responsevariablen hinzugefügt wird, senkt sich deren Standardfehler (MSE%) kaum, während das Hinzufügen von *Impact*-Variablen zur *Response Variablen* C&E-Index das Modell deutlich stärker verbessert. Zusätzlich kann anhand der Gegenüberstellung gezeigt werden, dass auch zwischen der Durchmesserdifferenzierung und dem Shannon-Index für beide Konstellationen als *Response Variable* eine besonders geringe Impact-Wirkung besteht.

Stand Density Index (SDI):

Der sich komplementär auffällig verhaltende Index ist der SDI, welcher sich durch eine besonders ausgeprägte *Impact*-Wirkung auf alle anderen untersuchten Indizes auszeichnet. Ein enger Zusammenhang zwischen zwei Indizes konnte des Weiteren für beide Konstellationen als *Response Variable* für die Durchmesserdifferenzierung nach Földner (DIFF) und den Crown Competition Factor (CCF) belegt werden.

Worin könnte diese ausgeprägte *Impact*-Wirkung zwischen verschiedenen Indizes begründet sein? Eine wahrscheinliche Begründung liegt unter anderem in identen, direkt in den Formeln zur Berechnung der Biodiversitätsindizes einfließenden Eingangsvariablen (Vgl. Abb. 46).

Index	Direkte Eingangsgrößen	Zu erwartender Impact	Tatsächlicher Impact
C&E	N	SDI	+
Shannon	pi		
SDI	N, dg (~BHD)	C&E, CCF, DIFF	+
CCF	BHD	SDI, DIFF	+
DDIFF	BHD	CCF, SDI	+

Abb. 46: Direkte Eingangsgrößen in den Berechnungsformeln der untersuchten Biodiversitätsindizes und die sich daraus ergebende zu erwartende und tatsächliche Impact-Wirkung.

Der maximale *Impact* entsteht mit 39,24%MSE zwischen dem CCF und dem SDI. Bei Betrachtung der obenstehenden Abbildung 43 zeigt sich, dass der Grund dafür darin liegt, dass beide Biodiversitätsindizes sich bezüglich der Eingangsgrößen in die Berechnung (BHD) ähneln, aber auch denselben Strukturaspekt des Waldes beschreiben (PRETZSCH, 2002). Da in den SDI als direkte Eingangsgröße in die Formel sowohl die Stammzahl, als auch der Durchmesser des Zentralstamms (~BHD) mit einfließt, ist der SDI jener Index, dessen *Impact* auf die untersuchten Biodiversitätsindizes am deutlichsten ist. Im Umkehrschluss führt das Hinzufügen des SDI zu einem Modell als Eingangsvariable stets zu einer starken Senkung des Standardfehlers (OOB).

5. Diskussion

5.1 Diskussion der Ergebnisse

5.1.1 Diskussion der Biodiversitätsindizes

I) Clark & Evans-Index

Der Clark & Evans-Index beschreibt die Aggregation der horizontalen Verteilung der Bestandesmitglieder, welche über den Quotienten von der beobachteten zu der erwarteten Distanz unter Annahme einer Poissonverteilung berechnet wird. Die Variation des Baumabstandes im tatsächlichen Bestand gibt Hinweis auf die Größe und Verteilung von Lücken (NEUMANN U. STARLINGER, 2001) und somit indirekt über Prozesse wie Mortalität, Einwuchs und Konkurrenz (SVENSSON U. JEGLUM, 2001). Zudem lässt sich über die Baumartenmischung die Struktur des Bestandes charakterisieren (SULLIVAN ET AL., 2001). In temperierten Wäldern kann dabei die relative Häufigkeit von Charakterarten zusätzlich einen wichtigen Hinweis für die Sukzessionsentwicklung bieten (LIANG ET AL., 2007). Da in die Berechnung des C & E-Index die Stammzahl direkt einfließt, ist es wenig überraschend, dass diese als stärkster Einflussfaktor auftritt. Zudem neigen ältere Bestände über die Waldentwicklungsphasen zu einem stammzahlarmen und geklumpten Aufbau, während junge Bestände oft eher regelmäßig angeordnet sind (PRETZSCH, 2002; DIELER, 2013).

Aus dem Ergebnis der Berechnung ergibt sich die Vermutung, dass der Clark & Evans-Index sehr stark mit dem Bestandesalter korreliert. Hierbei wird der mittlere BHD als direkte Funktion des Bestandesalters der Kernzonen angesehen, was seinen großen Einfluss auf den C&E-Index erklärt. Auch die Strukturvielfalt zeigt in unbewirtschafteten Wäldern einen deutlichen Anstieg mit dem Bestandesalter (PRETZSCH, 2002), wofür die Zunahme von liegendem und stehendem Totholz, sowie die Zunahme an Verjüngung (Lückendynamik) gute Indikatoren darstellen. All diese Strukturelemente treten im Modell für den Clark & Evans-Index als maßgebliche Einflussfaktoren auf. BACHOFEN UND ZINGG (2001) zeigen zudem für subalpine Fichtenwälder, dass der C & E-Index einer der sinnvollsten Attribute ist, um strukturelle Änderungen nachzuweisen. Dies kann anhand der Ergebnisse für die untersuchten Indizes auch für den buchendominierten Laub-Mischwald bestätigt werden, da der Clark & Evans-Index als einziger Index alle Eingangsvariablen aus der Gruppe der Strukturbedingten Einflussfaktoren als maßgebliche Einflussfaktoren anzeigt. Die Zunahme der Biodiversität mit steigender Strukturvielfalt wurde bereits vielfach wissenschaftlich belegt (BEGON ET AL., 1991; MCNALLEY ET AL., 2001; WINTER U. MÖLLER, 2008; MOTZ ET AL., 2010).

Allgemein kann für die Einflussfaktoren auf den C&E-Index festgehalten werden, dass er, mit Ausnahme von der Seehöhe, ausschließlich von Alters- und Dichtebedingten Faktoren und von Strukturbedingten Einflussfaktoren maßgeblich beeinflusst wird. Hierbei könnte die Bedeutung der Seehöhe damit begründet werden, dass die Seehöhe im artenreichen Laubmischwald bereits auf einer geringen Vertikalskala durch verstärkte interspezifischer Konkurrenz variiert. Dieser Vorgang wäre eng mit der natürlich auftretenden Waldgesellschaft und in Folge mit der Hauptbaumart als Strukturbedingten Einflussgröße assoziiert. Jedoch spricht gegen diese Argumentation, dass die Hauptbaumart als maßgebliche Einflussgröße im ersten Random Forest Durchlauf auftritt, die Seehöhe hingegen im zweiten Durchlauf. Vermutlich hat das Fehlen der anderen Standortsbedingten Einflussgrößen daher methodische Ursachen, da es sich, außer bei der Seehöhe, um qualitative Merkmale handelt, welche durch die Codierung im Zuge der Auswertungen in ihrem Einfluss unterschätzt werden (Vgl. Kapitel 5.2.2).

Das Verhalten des C & E-Index als *Impact*-Faktor im Modell anderer Indizes zeichnet sich durch eine besonders geringe Bedeutung aus. Einzig mit dem SDI ist eine bessere *Impact*-

Wirkung gegeben, was vermutlich einer direkten gemeinsamen Eingangsvariable (Stammzahl) in die Formeln beider Indizes geschuldet ist.

II) Shannon-Index

Der Shannon-Index beschreibt die Artenzahl und deren relative Abundanz in der Artenmischung. Dabei erhöhen seltene Arten den Index überproportional, während häufige Arten ihn unterproportional beeinflussen (PRETZSCH, 2002). Die Baumartendiversität erhöht die Artenanzahl von Vögeln (BAGUETTE ET AL., 1994; FISHER U. GOLDNEY, 1998), Laufkäfern (FAHY U. GORMALLY, 1998; MAGURA ET AL., 2000; DAVIS ET AL., 2000), Arthropoden (CHEY ET AL., 1997) und der Bodenvegetation (FAHY U. GORMALLY, 1998; HUMPHREY ET AL., 2002). Die Gesamtvariabilität der Arten wird zu mindestens 25% durch die funktionale Variabilität bei den Ressourcenansprüchen begründet (HEYWOOD U. WATSON, 1995; GROOMBRIDGE U. JENKINS, 2000).

Wirtschaftswälder zeigen allgemein eine relative Artenarmut im Vergleich zu unbewirtschafteten Wäldern. Baumartenvielfalt im Wirtschaftswald hat daher einen positiven Einfluss auf viele Ökosystemleistungen (GAMFELDT ET AL., 2013). Nachteilig bei der Bewertung der Biodiversität mit dem Shannon-Index ist jedoch, dass auch standortsfremde Arten oder Neobioten den Shannon-Index erhöhen, auch wenn sie nicht dem Managementziel entsprechen. Das Ziel sollte daher nicht eine möglichst maximale, sondern eine möglichst typische Artenausstattung eines Lebensraumes darstellen.

Der Shannon-Index hat mit keinem der anderen untersuchten Indizes eine gemeinsame direkte Eingangsgröße in die Formelberechnung. Die Bedeutung des Shannon-Index als *Response Variable* für die anderen Indizes ist somit eher gering. Im Gegensatz dazu verbessert sich bei der Zugabe des Shannon-Index als *Impact-Faktor* zur *Response Variable* SDI das Modell sehr deutlich.

Passend zu dem durch den Shannon-Index beschriebenen Aspekt der Strukturkomplexität des Waldes, der Baumartendiversität, ist der deutlich wichtigste Einflussfaktor beider RandomForest Durchläufe die Hauptbaumart. Dies lässt darauf schließen, dass im Wienerwald die Hauptbaumart und damit die Waldgesellschaften sich in ihrer Artendiversität und Artenabundanz unterscheiden. Die Ergebnisse aus dem Biodiversitätsmonitoring im Biosphärenpark Wienerwald unterstützen die sich ergebende Aussage. Sie zeigen, dass in den Waldbeständen des Flysch-Wienerwalds wenige Gefäßpflanzenarten in hoher Abundanz auftreten, während der Karbonat-Wienerwald sehr artenreiche krautige Vegetation in niedriger Abundanz aufweist (BIODIVERSITÄTSMONITORING, 2015).

Dieser Zusammenhang erklärt zudem, dass der Shannon-Index am stärksten aller untersuchten Indizes von den Boden- und Grundgesteinsbedingten Einflussfaktoren beeinflusst wird. Namentlich von der Bodenart, dem Flysch- oder Karbonat-Wienerwald und dem Wasserhaushalt des Bodens. Diese drei Bodeneigenschaften sind natürlicherweise stark voneinander abhängig: Im Flysch Wienerwald haben sich häufig schwere, nährstoffreiche, tiefgründige Böden ausgebildet und als häufigster Bodentyp sind carbonatfreie typische (-pseudovergleyte) Braunerde anzutreffen, wobei auch carbonatfreier typischer Pseudogley regelmäßig auftritt. Dies bedeutet eine vorteilhafte Wasserversorgung und hohe spezifische Wasserspeicherkapazität der Böden (LEITGREB ET AL., 2012). Im Karbonat-Wienerwald hingegen sind trockene, nährstoffarme und seichtgründige Böden zu finden (SCHACHINGER, 1934), der häufigste Bodentyp sind Mull-Rendzina (BFW, 2018). Die spezifische Wasserspeicherkapazität ist sehr viel geringer und die Versorgung mit Wasser für die Bäume daher nachteiliger (LEITGREB ET AL., 2012).

Die Unterscheidung in Flysch- und Kalk-Wienerwald hat entscheidende Auswirkungen auf die auftretenden Bodenarten, deren chemische Zusammensetzung und Wasserhaushalt, sowie die Vielfalt an vorkommenden Tier- und Pflanzenarten (BFW, 2018). Von den

untersuchten Waldtypen der Kernzonen sind die Eichenwaldtypen besonders artenreiche Ökosysteme mit bis zu 62 Gefäßpflanzen pro 400m² (KERNZONENMONITORING, 2011).

Der Shannon-Index wird insgesamt am stärksten von den Alters- und Dichtebedingten Faktoren beeinflusst. Aber auch die Strukturbedingten und Boden- und Grundgesteinsbedingten Einflussfaktoren treten häufig als maßgebliche Einflussfaktoren im Modell auf. Aus der Gruppe der Standortsbedingten Einflussfaktoren spielt zudem die Seehöhe eine wichtige Rolle.

III) Stand Density Index

Der Stand Density Index (SDI) beschreibt die allometrische Beziehung zwischen Mitteldurchmesser und Stammzahl (REINEKE, 1933), indem er bei einem konstanten unterstellten Durchmesser des Grundflächenzentralstamms die zu erwartende Stammzahl in verschiedenen Beständen angibt (PRETZSCH, 2002). In die Berechnung der Formel fließt sowohl die Stammzahl, als auch der dg (~mittlerer BHD) direkt in die Berechnung ein. Dies erklärt die außergewöhnlich stark ausgeprägten Zusammenhänge mit den anderen untersuchten Indizes. Die engste Verbindung zwischen zwei Indizes bei allen Berechnungen im Modell besteht zwischen dem CCF und dem SDI. Da diese beiden Biodiversitätsindizes als einzige denselben Strukturaspekt (Bestandesdichte / Konkurrenz) des Waldes beschreiben, ist dieses Ergebnis nichtunerwartet.

Die maßgeblichen Einflussfaktoren für den Stand Density Index kommen alle aus der Gruppe der Alters- und Dichtebedingten Einflussfaktoren. Die Grundfläche erreicht im ersten Durchlauf einen Spitzenwert von 97,47%MSE und ist mit der Variabilität des SDI als Strukturmerkmal äußerst eng korreliert. Jedoch führen die Ergebnisse der Random Forest Berechnungen an dieser Stelle auch am deutlichsten die hohe Korrelation zwischen der Grundfläche und den anderen Eingangsvariablen der Gruppe vor Augen (Vgl. NEUMANN ET AL., 2001). Die Grundfläche, und damit auch der SDI, ist direkt korreliert mit dem BHD, aus welchem in Douglasienbeständen eine Eignung als Wildtierhabitat und die Erfüllung von Ökosystemfunktionen abgeleitet werden konnten (SPIES U. FRANKLIN, 1991). Anhand der Grundfläche kann jedoch auch das Sukzessionsstadium und Unterschiede in der krautigen Vegetation im Mischwald erklärt werden (BERGER U. PUETTMANN, 2000).

Der Stand Density Index ist eine direkte Funktion des Bestandesalters und der Bestandesdichte und zu dessen Beschreibung von den untersuchten Indizes am besten geeignet. In stark ungleichaltrigen Beständen ergibt sich jedoch die Einschränkung, dass der Stand Density Index nicht anwendbar ist (STERBA, 2011).

Anders als bei dem CCF scheint für den SDI in diesem Zusammenhang die Hauptbaumart und damit die Waldgesellschaft kein maßgeblicher Einflussfaktor zu sein, obwohl die Toleranzwerte für Mortalität bei zunehmender Bestandesdichte sehr stark baumartenabhängig sind. Dieses Ergebnis steht auch im Gegensatz zu SPIES U. FRANKLIN (1991), bei welchen ein positiver Zusammenhang zwischen dem Bestandesalter und dem Auftreten von Schattbaumarten belegt wurde.

Die durch SDI beschriebene Konkurrenz verhält sich somit im Wienerwald weitgehend baumartenunabhängig und beschreibt das durchschnittliche Verhalten der neutralen Bestandesmitglieder bezüglich Grundflächen-, Volumen- und Stammzahlhaltung zueinander. STERBA (2011) hat für die Hauptbaumarten SDI Werte bei Maximalbestockung angegeben. Für Tanne, Douglasie und Fichte sind unter optimalen Bedingungen sehr hohe Werte möglich (900 - 1100 N/ha bei dg= 25cm). Rotbuche und Waldkiefer liegen deutlich unter dieser Bestockungsdichte (600 - 750 N/ha). Traubeneiche und Lärche erreichen unter diesem angenommenen Bestandesaufbau nur die Hälfte der Stammzahl (500 - 600 N/ha). In den rotbuchendominierten Kernzonen des Biosphärenparks Wienerwald, einem

buchendominierten Laubmischwaldsystem, wird für den SDI ein Maximalwert von 528 N/ha erreicht, was in dem Bereich der in der Literatur angegebenen Werten von STERBA (2011) für Traubeneiche und Lärche liegt.

Das Wachstum des Bestandes wird in der Forstwissenschaft häufig anhand der Entwicklung der Grundflächenzunahme oder BHD-Zunahme bestimmt. Ob es allgemein einen positiven Zusammenhang zwischen Baumartenzahl und Produktivität der Wälder gibt, ist ein offener wissenschaftlicher Diskurs. Je Baumart, Standort und Versuchsdesign (Anzahl und Art der Artenmischung) gibt es nachgewiesenermaßen sowohl positive (HUSTON, 1997; CHAPIN ET AL., 2000; LOREAU ET AL., 2003; LIANG ET AL., 2007; VILÁ ET AL., 2007; GAMFELDT ET AL., 2013) als auch negative *Diversity-Productivity-Relationen* (WAIDE ET AL., 1999; CHEN U. KLINKA, 2003; DECLERCK ET AL., 2005). PRETZSCH (2005) kommt hierbei zu dem abschließenden Ergebnis, dass die Produktivität im Mischbestand je Wuchspotential und Baumphysiologie der Arten um +/- 30% vom Reinbestand abweichen kann. Die Primärproduktion ist jedoch von edaphischen Faktoren und dem Klima stärker abhängig als von der Baumartendiversität (JACOB ET AL., 2010).

IV) Crown Competition Factor

Der Crown Competition Factor ist ein relatives Maß für den Konkurrenzdruck im Kronenraum (PRETZSCH, 2002). Zu diesem Zweck zeigt er das Verhältnis aus der Flächengröße und der Kronenschirmfläche aller Bäume des Bestandes in Prozent an (KRAJICEK, 1961). Der CCF teilt eine Eingangsvariable in der Berechnung (BHD) und die Beschreibung desselben Strukturaspekts des Waldes mit dem SDI. Daraus ergibt sich eine sehr enge Verbindung zwischen den beiden Indizes.

Die wichtigste Einflussfaktorengruppe auf den CCF sind die Alters- und Dichtebedingten Einflussfaktoren, wobei der mittlere BHD des Plots als wichtigste Einflussgröße aus den Berechnungen in beiden Random Forest Durchläufen hervorgeht. Jedoch sind, im Gegensatz zum SDI, auch Faktoren aus anderen Gruppen für die Erklärung der Variabilität des CCF auf den Probepunkten maßgeblich. Das Verhalten des CCF weist zudem Übereinstimmungen mit der Hauptbaumart (Strukturbedingte Einflussfaktoren), als auch mit Seehöhe und Exposition (Standortsbedingte Einflussfaktoren), sowie mit dem Auftreten von klastischen sauren Sedimenten (Boden- und Grundgesteinsbedingte Einflussfaktoren) auf. Die, im direkten Vergleich zum SDI, stärkere Bedeutung der Hauptbaumart erscheint anhand der Literatur (SPIES U. FRANKLIN, 1991) und intuitiv bei Beschreibung der Kronenkonkurrenz nachvollziehbar. Jedoch verstärkt sich dieser Effekt auch methodisch, bedingt durch die große Baumartenvielfalt im Wienerwald: Zur Berechnung der Kronendurchmesser für den CCF mussten die auftretenden Arten in der WZP vorab zu Gruppen von Baumarten mit bekannten Koeffizienten zusammengefasst werden (Vgl. Tab. 3: Koeffizienten für die Solitärdimensionen).

Der Standort ist die Summe aller ökologisch wirksamen, abiotischen Umweltfaktoren in einem Ökosystem, welche hauptsächlich von Klima, Topografie und Boden bestimmt werden (LEITGREB ET AL., 2012). Seehöhe und Exposition treten beide im selben Random Forest Durchlauf als maßgebliche Einflussfaktoren und damit als für den CCF diskriminierende abiotische Umweltfaktoren auf. Dies zeigt, dass diese, vermutlich in Kombination, die vertikale Kronenstruktur stark beeinflussen. Im Wienerwald kommen sowohl hallenförmig aufgebaute, unterwuchsarme Buchenbeständen als auch südexponierten Kuppen vor, wo Rotbuche bereits wasserlimitiert ist und auf welchen in Folge Kiefer- oder Eichenwaldgesellschaften mit reichem Unterwuchs stocken (BRENNER U. LUTTERSCHMIED, 2017; KERNZONENMONITORING, 2011). Hierbei ist die Bodenvegetation ein guter Indikator für den Lichteinfall auf den Boden (ANDERSON ET AL., 1969; PODRÁZSKÝ ET AL., 2014) und damit indirekt für die Stärke der Kronenkonkurrenz in der Baumschicht. In Buchenwäldern auf

sauren Böden tritt weiterhin durchschnittlich weniger krautige Vegetation (10%) auf als auf mäßig sauren bis alkalischen Böden (20%) (NW-FVA, 2008).

Bodenbildung und wichtige Bodeneigenschaften hängen stark von der Petrografie ab, etwa der Verwitterbarkeit und dem Tongehalt des Ausgangsmaterials (LEITGREB ET AL., 2012). Dabei führt das Grundgestein zu einer unterschiedlichen Verteilung der Nährstoffe über den Bodenquerschnitt (NW-FVA, 2008). Im zweiten Durchlauf von Random Forest für CCF tritt neben den Alters- und Dichtebedingten Einflussfaktoren nur noch das Grundgestein (klastische saure Sedimente) auf. Auf klastischen, sauren Sedimentgesteinen, mit einem überwiegenden Anteil (>50%) an Sandfraktion, bilden sich nährstoffarme Böden aus, die zur Versauerung neigen (ENGELHARDT ET AL., 1988; NW-FVA, 2008). Untersuchungen für Buchenwälder auf Buntsandstein in Deutschland haben ergeben, dass die Böden eine geringe Basensättigung mit einer negativen Calcium-Bilanz aufweisen und im Aluminium-Pufferbereich liegen, wobei die pH-Werte im Oberboden kleiner sind als jene im Unterboden (MEESBURG ET AL., 2008). Im Wienerwald verstärkt sich diese Tendenz zusätzlich durch Gebiete erhöhter atmosphärischer Stickstoffeinträge und Immissions-Belastungen durch die Großstadtnähe (BIODIVERSITÄTSMONITORING, 2015; NW-FVA, 2008). Die Ergebnisse der Berechnungen in Random Forest deuten für den Wienerwald darauf hin, dass die Nährstoffversorgung des Standortes ein dritter maßgeblicher abiotischer Faktor für die Konkurrenz im Kronenraum ist. Dies deckt sich mit den Untersuchungen von SCHMIDT ET AL. (2002), welche belegten, dass die Basenversorgung des Bodens der wichtigste Faktor zur Erklärung der Artenzahl in zwei Buchenwaldgesellschaften in Deutschland darstellt. Auch WARDLE ET AL. (1997) belegten, dass die Bodeneigenschaften und Bodenprozesse die oberirdische Biodiversität und Artenzusammensetzung entscheidend beeinflussen.

Bei Außernutzungsstellungen im Wienerwald ergibt sich jedoch allgemein eine Tendenz zu einem Rückgang von Lichtbaumarten, bei einer gleichzeitigen Zunahme der schattentoleranteren Arten Hainbuche und Rotbuche (SALLMANNSHOFER U. ETTE, 2016). Dies stellt ein typisches Muster nach Ende der externen Steuerung der Konkurrenz unter den Baumarten durch den Menschen dar (SCHULTE, 2005). Die durch allmähliches Absterben alter Bäume entstehenden kleinen Lücken bieten als Verjüngungsnischen geringe Chancen für Pionierbaumarten und großes Potential für Schattbaumarten. Dies könnte die Konkurrenz im Kronenraum der Kernzonen und den CCF mittel- bis langfristig steigern. Zusätzlich könnte dies zu einer geringeren Licht-Transmission zu unterständigen Baumschichten und der Krautschicht führen, was wiederum spezialisierte „Buchenwald-Arten“ fördert, während Generalisten gehemmt werden (McCUNE U. GRACE, 2002; BENGTSSON ET AL., 2000; LIANG ET AL., 2007; HEIRI ET AL., 2011).

Die Konkurrenzsituation im Kronenraum entspricht weitestgehend jener des Wurzelraums (PRETZSCH, 2002). Hierbei zeichnen sich Buchenwälder durch die große Reaktionsfähigkeit der Kronen im hohen Alter aus (MEYER U. ACKERMANN, 2005). Die Folgen eines hohen Konkurrenzdrucks sind Höhen- und Durchmesser-Zuwachsreduktion, Kronenrezession und höhere Mortalitätsraten (UNIV. OF OREGON, 2015). Das Konzept des CCF ist auch auf ungleichaltrige Mischbestände anwendbar (STERBA, 2011). Schwierigkeiten ergeben sich hingegen bei Reinbeständen der sehr schattentoleranten und großkronigen Rotbuche, für welche SDINO (1996) CCF > 2000% nachweisen konnte.

V) Durchmesser differenzierung nach Földner

Die Durchmesser differenzierung nach Földner ist ein Index für die abstandsabhängige Strukturdiversität (FÖLDNER, 1995) und quantifiziert die Heterogenität von Pflanzenbeständen. Er kann zudem für die Bewertungen von Bestandesstabilität und Umwandlungsfähigkeit von Beständen herangezogen werden (PRETZSCH, 2002). Die Durchmesser differenzierung zeigt in dem der Diplomarbeit zugrundeliegenden Datensatz die höchste Impact-Wirkung ausgehend von dem CCF und dem SDI. Dies ergibt sich aus dem

BHD als gemeinsamer direkter Eingangsvariablen in die Formeln zur Berechnung der drei Indizes.

Bei der Betrachtung der Einflussfaktoren auf die Durchmesserdivergenzierung zeigt sich, dass die Gruppe der Alters- und Dichtebedingte Einflussfaktoren anhand der absoluten Anzahl der Häufigkeit des Auftretens von allen untersuchten Indizes die geringste Rolle spielen, wenngleich sie immer noch von hoher Bedeutung sind. Jedoch wird die Durchmesserdivergenzierung auch maßgeblich beeinflusst von dem stehende Totholzvolumen und der Jungpflanzenanzahl (Strukturbedingte Einflussfaktoren), von vier der fünf Einflussfaktoren aus der Gruppe der Standortsbedingten Einflussfaktoren und schließlich, als einziger der untersuchten Indizes, von Wildbedingten Einflussfaktoren. Der wichtigste Faktor über die beiden Random Forest Durchläufe hinweg ist die Stammzahl, welche jedoch in ihrer Bedeutung im zweiten Durchlauf vom Wildeinfluss (Unverbissene Jungpflanzenanzahl) sogar knapp übertroffen wird.

Die Durchmesserdivergenzierung kann bei der Bewertung der Biodiversität ein bedeutender Indikator für die Vielfalt an Mikrohabitaten (z. Bsp. Kronenbrüche, Rinden- und Wuchsanomalien) in einem Bestand sein (ACKER ET AL., 1998; VAN DER MEERSCHAUT U. VANDERKERKHOVE, 1998; WINTER U. MÖLLER, 2008). Deren Wichtigkeit für die Biodiversität zeigt sich anhand taxonomischer Erhebungen im Wienerwald, wo die Verteilung von Weberknechtarten auf der Fläche eine stark kleinräumig-differenzierte Durchmischung von Arten mit sehr unterschiedlichen ökologischen Ansprüchen zeigt (BIODIVERSITÄTSMONITORING, 2015). Das Auftreten des stehenden Totholzes und der Verjüngung als maßgebliche Einflussfaktoren weisen zudem darauf hin, dass sich die Durchmesserdivergenzierung in einem unbewirtschafteten Bestand anhand des natürlichen Störungsregimes bildet, was für die Strukturierung und Heterogenisierung des Waldes maßgeblich ist (NW-FVA, 2008). Die menschliche Steuerung der Störung könnte als einer der Hauptgründe gesehen werden, weshalb die Artenvielfalt im Wirtschaftswald signifikant geringer ist als in unbewirtschafteten Wäldern (PAILLET ET AL., 2010).

Die Totholzmenge ist im Buchenwald typischerweise direkt mit dem Störungstyp korreliert (CHRISTENSEN ET AL., 2005). Hierbei ergibt sich für Buchenwaldtypen in Europa in den meisten Fällen ein kleinflächiges Störungsmuster mit Lückendynamik und seltenen, großflächigen Störungsereignissen (LEIBUNDGUT, 1982; MAYER, 1984; TABAKU, 1999; MEYER ET AL., 2003). Dies führt zu einem unregelmäßigen Input von Totholz mit einer breiten Variation an Formen, Größen und Zersetzungsgraden (CHRISTENSEN ET AL., 2005). 25 Jahre nach der Außernutzungsstellung kann mit einem Aufbau von circa 25m³/ha Totholz gerechnet werden, was dem Schwellenwert für das Auftreten vieler gefährdeter Arten entspricht (BÜTLER U. SCHLÄPFER, 2004; MÜLLER ET AL., 2007). Dieser Wert wird durchschnittlich bereits jetzt von 4 der 37 Kernzonen überschritten. Jedoch wurden diese teilweise schon vor 2005 nicht mehr forstwirtschaftlichen bewirtschaftet (z. Bsp. Johannserkogel). Die Ergebnisse des Biodiversitätsmonitorings im Biosphärenpark Wienerwald belegen aber bereits zum jetzigen Zeitpunkt, dass die Kernzonen aufgrund des höheren Totholzanteils stärker von Fledermäusen (Indikatoren für Naturnähe), Landschnecken (Indikatoren für ungestörten Waldboden), Urwaldreliktarten aus der Gruppe der Käfer (Totholzqualität und -quantität) und altholzbewohnende Vogelarten (Totholzqualität und -quantität) genutzt werden.

Die Größendiversität eines Bestandes, welche Durchmesser- und Höhendivergenzierung umfasst, ist ein wichtiges Strukturmerkmal für eine hohe biologische Vielfalt (McELHINNY, 2002; BURRASCANO ET AL., 2013; SITZIA ET AL., 2012). Neben abiotischen Störungsfaktoren führen auch biotische Störungen durch Wildeinfluss zu Bestandes-Differenzierung. Insofern ist ersichtlich, warum auch die unverbissene Jungpflanzenanzahl ein maßgeblicher Einflussfaktor auf die Durchmesserdivergenzierung darstellt. Herbivoren haben einen entscheidenden Einfluss auf die Zusammensetzung der Baumarten in der Oberschicht, die innere Waldstruktur und die räumliche Heterogenität der Bestände (STEWART, 1998;

BEAUMONT ET AL., 1994; GILL, 1992; PASTOR ET AL., 1997). Die Herbivorendichte und die Fraß-Einflussstärke hängen nicht linear zusammen. Extensive Beweidung kann die Artenanzahl eines Gebietes unter Umständen auch erhöhen oder erhalten (JORRITSMA ET AL., 1999; STEWART, 1998; HESTER ET AL., 2000). Wird die Lebensraumtragfähigkeit hingegen überschritten, kann zu hohe Herbivorendichte zu Baumartenentmischung, fehlender Verjüngung und gestörter natürlicher Sukzessionsentwicklung führen (REIMOSER ET AL., 2006).

Die Durchmesserdifferenzierung ist von den untersuchten Biodiversitätsindizes jener, welcher am stärksten von den Standortsbedingten Einflussfaktoren beeinflusst wird. Hierbei treten Seehöhe, Exposition und Mikro- und Makrorelief als maßgebliche Einflussgrößen hervor. Diese Faktoren limitieren in Kombination das Vorkommen von Waldgesellschaften und den Herrschaftsbereich der vorkommenden Baumarten. Daraus ergeben sich in Folge der Bestandesaufbau, die Bestandesverjüngung, die Sukzession, die Mortalität und die gesamte Störungsdynamik.

5.1.2 Diskussion der Managementempfehlungen

Ausgehend von den statistischen Auswertungen sind für die Bewirtschaftung des Wienerwaldes *RetentionForestry-Ansätze* wie in LINDENMAYER ET AL. (2012) zu empfehlen, bei welchen Einzelbäume oder Baumgruppen dauerhaft außer Nutzung gestellt werden. Beispiele für geeignete Retentions-Strukturen und Schlüsselemente werden in ROSENVALD U. LOHMUS (2008) beschrieben. Mit Hilfe der Retention wird für sich schlecht ausbreitende Organismengruppen Habitatkontinuität hergestellt, sowie die Strukturvielfalt im Wald erhöht (FAO, 2010). Die nicht genutzten Schlüsselemente bieten anschließend Ausbreitungsquellen für die Wiederbesiedlung von beernteten Flächen mit Antagonisten, Mykorrhiza und anderen Lebensgemeinschaften (GIBBONS U. LINDENMAYER, 1996; OUTERBRIDGE U. TROFYMOW, 2009; HYVÄRINEN ET AL., 2009). Zwischen den verteilten Kernzonen könnten zudem mit jenen Strukturen Korridore durch die bewirtschaftete Matrix gebildet werden. Somit wird genetische Isolation und Fragmentierung von Populationen verhindert und langfristig überlebensfähige Populationsgrößen (*Minimum Viable Population*) werden gefördert (NOSS, 1991; SHAFFER, 1981). Die Retentionslevel auf den bewirtschafteten Flächen sollten dabei auf Landschaftsebene durchaus stark variiert werden (LINDENMAYER ET AL., 2000; VANDERWEL ET AL., 2007; LINDENMAYER ET AL., 2010). *Retention Forestry* hebt zudem die soziale Akzeptanz von Forstwirtschaft (RIBE, 2005; PUTZ ET AL., 2008), was in den großstadtnahen Wäldern um Wien ein wichtiges Argument darstellen kann.

Zu bevorzugen sind des Weiteren Eingriffe, welche in Intensität, Form und Häufigkeit natürlichen Störungsregimen ähneln, weil die dort lebenden Charakterarten an dieses evolutiv angepasst sind (FALINSKI, 1986; HUNTER, 1994; ATTIWILL, 1994; FRANKLIN ET AL., 1997). Im Wienerwald entsprechen kleinflächige bis punktuelle Ausfälle dem natürlichen Störungsregime, während großflächige Störungen die Ausnahme darstellen (FALINSKI, 1986). Dieses Regime kann durch den regelmäßigen Einsatz von schirm- und femelartigen Bewirtschaftungskonzepten und der seltenen Anwendung von Kahlschlägen imitiert werden. Die daraus resultierenden, überlappenden Baumgenerationen und der mosaikartigen Bestandesaufbau, zeigen eine hohe genetische und strukturelle Diversität. Forstwirtschaftliche Eingriffe begrenzen in der Regel die Bestandesentwicklung, die maximalen Stammdurchmesser und die Durchmesser- und Baumarchitektur und die Bestandesstruktur (CARNUS ET AL., 2006). Dabei beeinflusst die Umtriebszeit direkt die Totholzmenge (JUKES ET AL., 2002).

Die Holzernte-Systeme und -Einsätze sollten auf der Landschaftsebene möglichst räumlich und zeitlich variiert werden (CARNUS ET AL., 2006; LINDENMAYER ET AL., 2000). Dabei können auch extensive und historische Nutzungsarten wie Mittel-, Nieder- und Hutwald die

Biodiversität auf Landschaftsebene fördern (Vgl. Biodiversitätsstrategie 2020+, 2014; BMUB, 2007; REIMOSER, 1998). Aber auch in die Bestandesbegründung und -Pflege bietet Potential zum Erhalt der Biodiversität und der ökologischen Stabilität der Wälder. Schwache bis mittlere Auslesedurchforstung konnten bei Eingriffssimulation im Mischwald unabhängig von der Begründungsart die Strukturvielfalt und räumliche Heterogenität der Baumarten besser bewahren als Niederdurchforstung (PRETZSCH, 1996).

Kurzfristig führt diese Art der Bewirtschaftung zu höheren Kosten, jedoch sind die langfristigen Kosten bei dem Verlust von Ökosystemfunktionen signifikant höher (PIMMENTAL ET AL., 1992; PHILLIPS, 1996; MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005; FAO, 2010).

5.2 Diskussion der Methoden

5.2.1 Datenerhebung

In den beiden Projekten „Bodenmonitoring“ und „Basismonitoring der Kernzonen“ des Biosphärenparks Wienerwald wurden die der Diplomarbeit zugrundeliegenden Daten auf 1649 Rasterstichprobenpunkten erhoben. Das Aufnahmedesign entspricht somit einem Kernflächenkonzept (MEYER, 1997) Die Stichprobenanzahl wurde hierbei so verdichtet, dass für jede Kernzone mindestens 10% des lebenden Vorrats erhoben wurden, um statistisch hinreichend abgesicherte Ergebnisse der Schätzungen zu bekommen. Obwohl die Aufnahmemethodik sehr umfangreich und auf hohem Niveau stattfindet, sollen im Folgenden einzelne Aspekte diskutiert werden, um mögliches Verbesserungspotential aufzudecken.

Liegendes Totholz < 20cm MDM:

Für diese Totholzkategorie wurde das Volumen der Totholzelemente in Form eines Flächendeckungsprozents pro Probepunkt geschätzt. Das Aufnahmeteam konnte hierbei eine Schätzung von 0-3%, 4-10%, 11-50% und > 50% abgeben. Die so aufgenommenen Flächendeckungsprozente können nicht verlässlich auf ein Totholzvolumen umgerechnet werden, was die Deutung der Aussagekraft im Gesamtkontext erschwert. Totholz ist Indikator für Häufigkeit und Diversität ganzer trophischer Pyramiden, es fördert die Naturverjüngung, die Bodenstabilität, die Nährstoffversorgung, die Kohlenstoffspeicherung, die Heterogenität des Mikroklimas und die Qualität aquatischer Lebensräume (LIGOT ET AL., 2012). Somit ist es eines der Schlüsselemente der Waldbiodiversität (RONDEUX ET AL., 2012). Eine Harmonisierung von Totholzvolumina bezüglich der Kluppschwelle ermöglicht die internationale Vergleichbarkeit der Werte mit anderen Naturwäldern (LIGOT ET AL., 2012). Aufgrund des Bestandesaufbaus und der Baumartenzusammensetzung wäre laut Literatur die Anwendung einer Bridging Function nach CHRISTENSEN ET AL. (2005) zur Harmonisierung der Totholzvolumina auf einen MDM von 5cm möglich. Da sich die daraus ergebenden Werte anhand der bisherigen Aufnahmemethode nicht verifizieren lassen, wäre es sehr wichtig auf einigen Probepunkten mit verschiedenen hohen Totholzniveaus diesbezüglich einen SOLL-IST-Vergleich anzustellen. Somit könnte, ohne erhöhte Aufnahmekosten, eventuell die Genauigkeit der Angaben über die Totholzmengen gesteigert und eine internationale Vergleichbarkeit ermöglicht werden.

Liegendes Totholz > 20cm MDM:

Das liegende Totholz von 25-50cm MDM und >50cm MDM wurde in einem fixen Probekreis mit einem Radius von 8m und anhand von Kubationstabellen ausgewertet. LIGOT ET AL. (2012) zeigen, dass die optimale Aufnahmemethode für liegendes Totholz von den lokalen Gegebenheiten abhängt (Häufigkeit, Verteilung und Größe der Totholzelemente), der Kluppschwelle, dem Aufnahmedesign und dem Ziel des Monitorings. Statistisch betrachtet ist Totholz dabei ein seltenes Ereignis mit starker Tendenz zur Klumpung und kleinräumiger

Variation, was einer ausgeprägten zeitlichen Dynamik unterliegt (MEYER, 1999; MORRISON U. RAPHAEL, 1993). Das Line-Intersect Verfahren hat eine Präzision, die mit jener des Fixen Probekreises unabhängig vom mittleren Totholzvolumen vergleichbar ist. Jedoch ist der Messaufwand für das Line-Intersect Verfahren geringer. Mit zunehmender Totholzmenge steigt daher auch die Effizienz des Line-Intersect Verfahrens gegenüber der Aufnahme im fixen Probekreis (LIGOT ET AL., 2012; PARMINTER, 2012; VACIK ET AL., 2009). Aus statistischen Gründen kann zudem die Anzahl der Stichproben bei höheren Totholzmenngen gesenkt werden (MCKENZIE ET AL., 2000). Eine Möglichkeit der methodischen Umsetzung wäre, die Länge des Line-Intersects an das Totholzniveau der Kernzone anzupassen und in sehr totholzreichen Kernzonen wie etwa dem Johannserkogel zu verkürzen. Mitteleuropäische Naturwälder weisen phasen- und störungsbedingt eine Totholzakkumulation zwischen 20 – 200 m³/ha (NILSSON, 2002; BLASCHKE ET AL., 2011), in der Zerfallsphase bis zu 500m³/ha auf (CHRISTENSEN ET AL., 2005). Da die Totholzvolumina nach Außernutzungsstellung ansteigen (MÜLLER ET AL., 2007; SCHABER-SCHOOR, 2008; BÜTLER U. LACHAT, 2009; MONING U. MÜLLER, 2009; MONING ET AL., 2010), erscheint es mittel- bis langfristig aus ökonomischen Gründen sinnvoll, die Totholzaufnahmen in den Kernzonen auf die Line-Intersect Methode umzustellen. In urwaldähnlichen Systemen bildet sich in ungleichaltrigen Beständen schließlich ein Gleichgewicht zwischen Zersetzungsgeschwindigkeit von Totholz und Nachlieferung heraus (SOLLINS, 1982; HARMON ET AL., 1986).

Stöcke und Stümpfe:

Das wichtigste Instrument der Module zur Erfassung der Lebensraumfunktion eines Waldes stellt die Ermittlung von Totholz, insbesondere auch des stehenden Totholzes, dar. Die Zersetzungsgrade in Kombination mit Baumart und Stärke ermöglichen eine Beschreibung der aktuellen und künftigen Habitatverfügbarkeit für eine Vielzahl von Lebensgemeinschaften (FRANK, 2015). Stehendes Totholz wird im aktuellen Aufnahmeverfahren in der WZP erfasst. Da Stöcke und Stümpfe jedoch ebenso wichtige Lebensraumelemente darstellen können, würde die Bewertung der Biodiversität und Lebensraumfunktionen eines Waldes durch die zusätzliche Aufnahme jener verbessert. Bei der bisherigen Aufnahmemethodik des fixen Probekreises für das liegende Totholz >25cm MDM könnten Stöcke und Stümpfe aus diesem Grund eventuell zusätzlich aufgenommen werden.

Totholzqualität:

Bei der Bewertung von Hemerobie im Wienerwald zeigten MEYERHOFER U. ENZENDORFER (2009) für Totholzquantität keinen statistisch signifikanten Zusammenhang mit dem Hemerobiewert, sehr wohl jedoch für die Totholzqualität. Daher wäre eine Erweiterung der Totholzansprache des stehenden und liegenden Totholzes in Nadelholz oder Laubholz im Kernzonenmonitoring des Biosphärenparks sinnvoll. Zudem kann eine Qualitätsansprache des Totholzes sehr leicht mit potentiell Vorkommen von Arten verknüpft werden (JONSSON ET AL., 2005; LASSAUCE ET AL., 2011).

Die Totholzqualität steigert sich im Allgemeinen durch die Akkumulation fortgeschrittener Zersetzungsstadien und der Zunahme von Totholzelemente großer Dimensionen (BÜTLER U. LACHAT, 2009). Nach einer Außernutzungsstellung von ehemaligem Wirtschaftswald ist mit einer Steigerung des Anteils vom Totholzvorrat am lebenden Gesamtvorrat zu rechnen (STEFFEN ET AL., 2012). Damit steigen die assoziierten Artenanzahlen von Moosen, Flechten, Pilzen, Mollusken, Arthropoden und viele weitere Organismengruppen, sowie Urwaldreliktarten. Bei Naturwaldreservaten an der Rhön zeigte sich nach 15 Jahren, dass Hochstümpfe längerfristig ein wichtiges Reservoir für stehendes Totholz in Buchenwäldern darstellen (BLASCHKE ET AL., 2011).

Die Winkelzählprobe:

Die Schätzungen der Bestandesstruktur anhand der Winkelzählprobe bilden durch den Grundflächenbezug stärkere Dimensionen, die für eine wirtschaftliche Einschätzung eine höhere Relevanz haben, genauer ab. Der fixe Probekreis hingegen ermöglicht genauere stammzahlbezogene Aussagen über die schwächeren Durchmesser, die anhand von grundflächenbezogener WZP nicht möglich sind. So können mit dem fixen Probekreis die Bestandesstruktur und deren Veränderungen einer genaueren Analyse unterzogen werden. Insbesondere im Hinblick auf die inter- und intraspezifische Konkurrenzsituation wird anhand des fixen Probekreises in Kombination mit der Ansprache der Schichtzugehörigkeit der WZP Stämme eine klare Darstellung der Walddynamik möglich.

Die Strukturelle Vierergruppe:

Pro Stichprobenpunkt wurde zusätzlich zur Erhebung des nächsten Nachbarn je WZP Stamm eine strukturelle Vierergruppe aufgenommen. Für die Bewertung der Biodiversität und der Strukturkomplexität des Waldes wurde dieses Aufnahmemodul nicht herangezogen. Die Durchmesser differenzierung nach Földner wurde anhand von den WZP Daten ausgewertet, weil somit der Stichprobenumfang gestiegen ist, welcher die statistische Sicherheit der Aussagen erhöht. Die Interpretation der strukturellen Vierergruppe kann zudem sehr komplex sein. Für die Bewertung der Biodiversität und Strukturkomplexität bringt die zusätzliche Erhebung der strukturellen Vierergruppe keinen Mehrgewinn an Informationen.

5.2.2 Datenauswertung

Wie bei allen vorherigen Ergebnissen sinkt der maximale MSE% bei einer zunehmenden Anzahl von Eingangsvariablen in das Modell. Hierbei zeigt sich, dass die Eingangsvariablen in den Modellen nicht unabhängig voneinander sind und ihre Bedeutung in Relation zu den anderen Eingangsvariablen des Modells gesehen werden muss. Je geringer die Anzahl an Eingangsvariablen ist, desto besser ist die Vorhersage mit den schlussendlich ausgewählten Variablen im *Prediction Step*. Somit wird das Ergebnis der Berechnung durch die anfängliche Wahl der Anzahl und Art von Eingangsvariablen entscheidend beeinflusst. Hierbei sollten Werte mit hoher Korrelation eher vermieden werden, wie sie zum Beispiel zwischen N, G und V im vorliegenden Modell bestehen. Jedoch muss im Allgemeinen bei der Anwendung solcher Modelle in dieser Form auf Ökosysteme von lauter voneinander abhängigen Eingangsvariablen ausgegangen werden. Auch die Einteilung der Variablen in Einflussfaktorengruppen, kann diese grundlegende, enge Verzahnung und Interaktion zwischen Standort, Klima, Lage und auftretenden Tier- und Pflanzenarten nicht beheben.

Die Ergebnisse deuten zudem darauf hin, dass die Codierung der Variablen auch die Bedeutung der Variablen als *Impact*-Faktor negativ beeinflusst. Für die Bewertung qualitativer Stichprobenmerkmale wie Bodenart, Grundgestein, Wasserhaushalt, Mikro- und Makrorelief gibt es keine Alternative als Gruppierung und anschließende Codierung der Merkmale, um eine Regression mit diesen Einflussfaktoren rechnen zu können. Dabei kommt es zu einem Genauigkeitsverlust und die Berechnung ist nur für häufig ähnlich auftretende Merkmalsmuster sinnvoll. Im Falle des Grundgesteins mussten zudem relativ viele Eingangsvariablen für ein Merkmal binär codiert in die Berechnung mit einfließen, da auf einem Probepunkt teilweise mehr als ein Grundgestein in den Geländeaufnahmen angegeben wurde. Zum anderen unterstellt der Regressionsbaum-Algorithmus, intervallskalierte Variablen (VENABLES u. RIPLEY, 2002) welche, etwa im Fall der Codierung für Bodenarten, nicht gegeben sind. Somit wird die Bedeutung der qualitativen Standortsbedingten Einflussfaktoren und Boden- und Grundgesteinsbedingten Einflussfaktoren bei der Regressionsrechnung vermutlich unterschätzt. Ein Indikator dafür ist

die Seehöhe, welche auf einer feinabgestuften, Intervallskala mit durchgängig unterschiedlichen Werten angegeben wird. Diese ist als einzige der standortsbedingten Einflussfaktoren häufig als maßgeblicher Einflussgröße in den Ergebnissen der Berechnung zu finden. Die angewandte Methodik ist somit für quantitativ (absolut messbare) Einflussfaktoren besser geeignet als für qualitative (beobachtete) Einflussfaktoren. Werden quantitative und qualitative Einflussfaktoren in einem Modell ausgewertet, kann dies je Codierung zu einer Unterschätzung der Bedeutung der qualitativen Merkmale mit der *Response Variablen* führen.

6. Schlussfolgerungen

6.1 Forschungsfragen

1. Welche Einflussfaktoren auf die Biodiversität können belegt werden?

Welche Einflussfaktoren die Biodiversität maßgeblich beeinflussen, hängt von dem jeweiligen untersuchten Aspekt der Strukturkomplexität des Waldes ab, welcher durch einen der fünf Biodiversitätsindex beschrieben wird. Zudem führt die zunehmende Anzahl an Eingangsvariablen (+Boden- und Grundgesteinsbedingte Einflussfaktoren) bei dem zweiten Durchlauf mit Random Forest zu veränderten Ergebnissen. Im Folgenden sind pro Durchlauf die maßgeblichen Einflussfaktoren auf jeden der untersuchten Biodiversitätsindizes in abnehmender Bedeutung aufgelistet:

1. Durchlauf: Alle Plots ohne Boden- und Grundgesteinsbedingte Einflussfaktoren (n=1649)

C&E	Stammzahl, Mittlerer BHD, Bestandesvolumen, Grundfläche, stehendes Totholz, liegendes Totholz, Hauptbaumart, Verjüngung
Shannon	Hauptbaumart, Bestandesvolumen, Stammzahl, Mittlerer BHD, Grundfläche, Seehöhe, Verjüngung
SDI	Grundfläche, Mittlerer BHD, Stammzahl
CCF	Mittlerer BHD, Grundfläche, Seehöhe, Hauptbaumart, Exposition
DIFF	Stammzahl, Bestandesvolumen, Grundfläche, Seehöhe, stehendes Totholz, Verjüngung, Exposition, Makrorelief, Mikrorelief

2. Durchlauf: Nur Plots mit Boden- und Grundgesteinsbedingte Einflussfaktoren (n=422)

C&E	Bestandesvolumen, Grundfläche, Stammzahl, mittlerer BHD, stehendes Totholz, Seehöhe
Shannon	Hauptbaumart, Bestandesvolumen, Flysch- oder Karbonat-Wienerwald, Grundfläche, Bodenart, Mittlerer BHD, Wasserhaushalt, Verjüngung
SDI	Stammzahl, Grundfläche, Bestandesvolumen
CCF	Mittlerer BHD, Klastisches Saures Grundgestein, Stammzahl, Grundfläche, Bestandesvolumen
DIFF	Unverbissene Jungpflanzenanzahl, Stammzahl, Verjüngung, Mittlerer BHD, Seehöhe

1.1 Welche Parameter beeinflussen die Biodiversität in den laubholzdominierten Systemen des Wienerwalds am stärksten?

Über alle Indizes hinweg, hat die Gruppe der Alters- und Dichtebedingten Einflussfaktoren (Stammzahl, Grundfläche, Bestandesvolumen und mittlerer BHD) den stärksten Einfluss auf die Biodiversität der unbewirtschafteten Kernzonen im buchendominierten Laubmischwald. Die zweitwichtigste Gruppe sind die Strukturbedingten Einflussfaktoren (Hauptbaumart, stehendes Totholz, liegendes Totholz, Verjüngung), welche das Störungsregime abbilden

können. Darauf folgen die Standortsbedingten Einflussfaktoren (Seehöhe, Exposition, Mikrorelief, Makrorelief), die Boden- und Grundgesteinsbedingten Einflussfaktoren (Flysch- oder Kalkwienerwald, Grundgestein, Wasserhaushalt, Bodenart und Humusaufgabe) und die Wildbedingten Einflussfaktoren (Unverbissene Jungpflanzenanzahl, Verbissene Jungpflanzenanzahl). Jedoch wird durch die Codierung vermutlich die Bedeutung der qualitativen Merkmale in der Gruppe der Standortsbedingten Einflussfaktoren und der Boden- und Grundgesteinsbedingten Einflussfaktoren gegenüber den quantitativen Merkmalen unterschätzt.

1.2 Welcher Zusammenhang besteht zwischen den Biodiversitätsindizes?

Die Stärke der *Impact*-Wirkung zwischen den untersuchten Biodiversitätsindizes kann sich aus gleichen direkten Variablen in die Formeln der Berechnung oder durch die Beschreibung desselben Aspektes der Strukturkomplexität des Waldes ergeben. Der stärkste Zusammenhang besteht zwischen dem Crown Competition Factor und dem Stand Density Index. Insgesamt zeigt der Stand Density Index mit anderen Indizes den höchsten *Impact*.

2. Wie können die Ergebnisse der Auswertung für das Management des Biosphärenparks Wienerwald genutzt werden?

Die Ergebnisse zeigen, dass solche Faktoren die Biodiversität am stärksten beeinflussen, welche durch forstliche Bewirtschaftung beeinflussbar sind. Dies bedeutet, dass es im forstlichen Management Potential dazu gibt, Biodiversität des Laubmischwaldes gezielt zu steigern oder zu erhalten. Außernutzungsstellung von Waldparzellen allein kann die Biodiversität europäischer Wälder nicht erhalten (BENGTSSON ET AL., 2000). Dem Vertragsnaturschutz könnte daher als Instrument eine wichtige Rolle zum Erhalt der Biodiversität zukommen. Alle umgesetzten Maßnahmen sollten neben der Betrachtung der Auswirkungen auf der Bestandesebene (Alpha-Diversität) immer auch hinsichtlich der Auswirkungen auf die Landschaftsebene (Beta-Diversität) geprüft werden.

2.1 Wie können relevanten Einflussgrößen durch Management positiv beeinflusst werden?

Zu bevorzugen sind Eingriffe, welche in Intensität, Form und Häufigkeit natürlichen Störungsregimen ähneln. Im Wienerwald entsprechen kleinflächige bis punktuelle Ausfälle dem natürlichen Störungsregime, während großflächige Störungen die Ausnahme darstellen. Dieses Regime kann durch den regelmäßigen Einsatz von schirm- und femelartigen Bewirtschaftungskonzepten und der seltenen Anwendung von Kahlschlägen imitiert werden. Dabei können auch extensive und historische Nutzungsarten wie Mittel-, Nieder- und Hutwald die Beta-Artendiversität fördern. Die Holzernte-Systeme und -Einsätze sollten auf der Landschaftsebene möglichst räumlich und zeitlich variiert werden. *Retention Forestry* stellt hierbei einen guten Ansatz zur Vernetzung der Kernzonen und zur Steigerung der Biodiversität im Wirtschaftswald dar. Zudem fördern leichte bis mäßige Auslesedurchforstung im Vergleich zur Niederdurchforstung oder starken Durchforstungseingriffen die räumliche und strukturelle Heterogenität der Bestände.

Viele der sich aus den Ergebnissen der Arbeit ergebenden Handlungsempfehlungen werden im Biosphärenpark Wienerwald bereits umgesetzt. Die Auswertungen unterstreichen damit die Bedeutung jener Maßnahmen für den Erhalt und der Steigerung Biodiversität des Wienerwaldes. Kurzfristig führt diese Art der Bewirtschaftung zu höheren Kosten in der Holzernte, jedoch ist in der Literatur vielfach belegt, dass die langfristigen Kosten bei dem Verlust von Ökosystemfunktionen auf einem signifikant höheren Niveau liegen.

2.2 Kann die Aufnahmemethodik im Biosphärenpark Wienerwald optimiert werden?

Die Empfehlungen zur Optimierung der Aufnahmemethodik beziehen sich auf die Geländeaufnahmen im Rahmen des Kernzonenmonitoring zur vordergründigen Bewertung der Biodiversitätsentwicklung auf den Flächen:

- Der Flächenbedeckungsprozent des liegenden Totholzes < 20cm MDM kann nicht verlässlich auf ein Totholzvolumen umgerechnet werden. Daher ist es empfehlenswert, mit einer Bridging Function zur Volumenschätzung zu arbeiten. Ob diese Funktionen anwendbar sind, sollte auf mehreren Probepunkten unterschiedlicher Totholzniveaus vorab untersucht werden.
- Das liegende Totholz >25cm MDM könnte bei gleichbleibender Genauigkeit und höherer Effizienz bei totholzreichen Kernzonen im Line-Intersect Verfahren aufgenommen werden. Das Totholz könnte zudem mit sehr wenig zusätzlichem Aufwand qualitativ als Nadelholz und Laubholz angesprochen werden.
- Stöcke und Stümpfe werden bislang nur erhoben, wenn sie in die WZP fallen. Bei der Erhebung des liegenden Totholzes im fixen Probekreis könnten diese zusätzlich erhoben werden.
- Für die Bewertung der Biodiversität und der Strukturkomplexität des Waldes wurde die strukturelle Vierergruppe als Aufnahmemodul nicht herangezogen. Die Durchmesser differenzierung nach Földner wurde anhand von den WZP Daten mit nächstem Nachbarn ausgewertet, da dies die Stichprobenanzahl erhöht.

3. Welche Faktoren könnten in vergleichbaren Ökosystemen zusätzlich zu jenen der klassischen Forstinventur aufgenommen werden, um die Entwicklung der Biodiversität auf der Fläche besser beurteilen zu können?

Die Ergebnisse der Diplomarbeit deuten darauf hin, dass in buchendominierten Laubmischwäldern die in einer klassischen Forstinventur aufgenommenen Merkmale (WZP inkl. stehendem Totholz, Verjüngungs- und Verbissaufnahme) ausreichend sind, um die Biodiversität anhand der Entwicklung von mehreren Biodiversitätsindizes verlässlich einschätzen zu können. Dabei sollte mindestens ein Index pro Strukturaspekt des Waldes (Horizontalverteilung, Diversität, Bestandesdichte, Differenzierung) gewählt werden. Welcher Index jeweils am besten geeignet ist, hängt von dem Waldtyp und der Zielsetzung der Auswertung ab. Zusätzlich zur Winkelmessprobe sollte eine repräsentative Anzahl von liegenden Totholzaufnahmen (fixer Probekreis oder Line-Intersect) durchgeführt werden und das Totholz in Prozent des lebenden Bestandesvolumens betrachtet werden. Es bietet sich dabei an, das liegende Totholz zusätzlich qualitativ als Laubholz und Nadelholz oder nach Zersetzungsgraden anzusprechen.

Fixe Probekreise der Größe 300m² sind stammzahlbezogen und können die Entwicklung der Bestandesstruktur genauer beschreiben als WZP Daten (grundflächenbezogen). Alternativ dazu können bei einer repräsentativen Anzahl von Probepunkten die nächsten Nachbarn der WZP Stämme (Baumart, BHD, Distanz) oder eine strukturelle Vierergruppe zusätzlich zur WZP erfasst werden.

Zudem sind, abhängig von Waldtyp und Managementzielen, Indikatorartenkonzepte anwendbar. Hierbei sollten Arten gewählt werden, welche relativ leicht im Zuge der Forstinventur zu erheben sind und deren Anwesenheit im Ökosystem eng an gewünschte Strukturen, biotische oder abiotische Faktoren im Wald oder andere Zielarten gebunden ist. Des Weiteren könnten im Zuge der WZP Aufnahmen Habitatbaumkriterien (Wuchsanomalien, Kronentotholz, Baumhöhlen etc.) definiert und angesprochen werden.

6.2 Fazit

Die vorliegende Arbeit zeigt, dass das Ergebnis der Berechnung durch die anfängliche Wahl der Anzahl und Art von Eingangsvariablen entscheidend beeinflusst wird. Die Codierung qualitativer Stichprobenmerkmale (Standortsbedingten Einflussfaktoren, Boden- und Grundgesteinsbedingten Einflussfaktoren) kann, im Vergleich zu quantitativen Merkmalen, im Modell zu einer Unterschätzung ihrer Bedeutung als *Impact*-Faktoren führen.

Der Clark & Evans-Index ist einer der sinnvollsten Attribute im Laubmischwald, um strukturelle Änderungen nachzuweisen. Er zeigt zudem eine besonders geringe *Impact*-Wirkung auf die anderen untersuchten Indizes. Der Shannon-Index bildet strukturelle Veränderungen ebenfalls gut ab, zudem ist er am stärksten aller untersuchten Indizes von den Boden- und Grundgesteinsbedingten Einflussfaktoren abhängig. Die Durchmesserdifferenzierung nach Földner wird schließlich als einziger der untersuchten Indizes von Wildbedingten Einflussfaktoren maßgeblich beeinflusst. Zudem zeigt sie von den untersuchten Indizes die höchste *Impact*-Wirkung durch Standortsbedingte Einflussfaktoren. Der Crown Competition Factor wird, im Unterschied zum Stand Density Index, maßgeblich von der Hauptbaumart beeinflusst. Beim Stand Density Index treten ausschließlich Faktoren aus der Gruppe der Alters- und Dichtebedingten Faktoren als maßgeblich auf. Zudem zeichnet dieser sich durch die ausgeprägte *Impact*-Wirkung auf andere untersuchten Biodiversitätsindizes aus.

Die Stärke der *Impact*-Wirkung zwischen den untersuchten Biodiversitätsindizes kann sich aus gleichen direkten Eingangsvariablen in die Formeln der Berechnung oder durch die Beschreibung eines identen Aspektes der Strukturkomplexität des Waldes ergeben. Daher besteht der stärkste untersuchte Zusammenhang besteht zwischen dem Crown Competition Factor und dem Stand Density Index.

Über alle Indizes hinweg hat die Gruppe der Alters- und Dichtebedingten Einflussfaktoren den stärksten Einfluss auf die Biodiversität der unbewirtschafteten Kernzonen im buchendominierten Laubmischwald. Die zweitwichtigste Gruppe sind die Strukturbedingten Einflussfaktoren (Hauptbaumart, stehendes Totholz, liegendes Totholz, Verjüngung), welche das Störungsregime abbilden können. Darauf folgen die Standortsbedingten Einflussfaktoren (Seehöhe, Exposition, Mikrorelief, Makrorelief), die Boden- und Grundgesteinsbedingten Einflussfaktoren (Flysch- oder Kalkwienerwald, Grundgestein, Wasserhaushalt, Bodenart und Humusaufgabe) und die Wildbedingten Einflussfaktoren (Unverbissene Jungpflanzenanzahl, Verbissene Jungpflanzenanzahl).

Die soeben angeführte Reihung der Bedeutung der Einflussfaktorengruppen belegt, dass die in buchendominierten Laubmischwäldern als klassische Forstinventur aufgenommenen Merkmale (WZP inkl. stehendem Totholz, Verjüngungs- und Verbißaufnahme) ausreichend sind, um die Biodiversität im Bestand anhand der Entwicklung von mehreren Biodiversitätsindizes verlässlich einschätzen zu können. Dabei sollte mindestens ein Index pro Strukturaspekt des Waldes (Horizontalverteilung, Diversität, Bestandesdichte, Differenzierung) gewählt werden. Welcher Index im Wald am besten geeignet ist, hängt von dem jeweiligen Waldtyp und der Zielsetzung der Auswertung ab.

Als Managementempfehlung sind jene Eingriffe zu bevorzugen, welche in Intensität, Form und Häufigkeit dem natürlichen Störungsregime ähneln. Im Wienerwald entsprechen kleinflächige bis punktuelle Ausfälle dem natürlichen Störungsregime, während großflächige Störungen die Ausnahme darstellen. Dieses Regime kann durch den regelmäßigen Einsatz von schirm- und femelartigen Bewirtschaftungskonzepten und der seltenen Anwendung von Kahlschlägen imitiert werden. Dabei können auch extensive und historische Nutzungsarten wie Mittel-, Nieder- und Hutwald die Beta-Artendiversität fördern. Die Holzernte-Systeme und -Einsätze sollten auf der Landschaftsebene möglichst räumlich und zeitlich variiert werden.

Retention Forestry stellt hierbei einen guten Ansatz zur Vernetzung der Kernzonen und zur gezielten Steigerung der Biodiversität im Wirtschaftswald dar. Zudem fördern leichte bis mäßige Auslesedurchforstung im Vergleich zur Niederdurchforstung oder starken Durchforstungseingriffen die räumliche und strukturelle Heterogenität der Bestände. Viele der sich aus den Ergebnissen der Arbeit ergebenden Handlungsempfehlungen werden im Biosphärenpark Wienerwald bereits umgesetzt.

Literaturverzeichnis

ABEL, O. (1930): Grundsätzliches zu Entstehung der Landschaft von Wien. Zeitschrift der deutschen geologischen Gesellschaft 81: S. 177-236.

ACKER, S. A.; SABIN, T. E.; GANIO, L. M.; MCKEE, W. A. (1998): Development of old-growth structure and timber volume growth trends in maturing Douglas-fir stands. Forest Ecology and Management 104: S. 265-280.

AMMER, U.; SCHUBERT, H. (1999): Arten-, Prozess- und Ressourcenschutz vor dem Hintergrund faunistischer Untersuchungen im Kronenraum des Waldes. Forstwissenschaftliches Centralblatt 118: S. 70-87. In: PRETZSCH, H. (2002): Grundlagen der Waldwachstumsforschung. Parey Buchverlag: 413 S.

ANDERSON, R. C.; LOUCKS, O. L.; SWAIN, A. M. (1969): Herbaceous response to canopycover light intensity and throughfall precipitation in coniferous forests. Ecology 50: S. 255-263.

ARNEY, J. (1985): A modeling strategy for the growth projection of managed stands. Canadian Journal of Forest Research 15: S. 511-518. In: STERBA, H. (2011): Forstliche Ertragslehre. Vorlesungsunterlagen von Prof. Sterba an der Universität für Bodenkultur Wien, 160 S.

ATTIWILL, P. M. (1994): Ecological disturbance and conservative management of eucalypt forests in Australia. Forest Ecology and Management 63: S. 301-346. In: LINDENMAYER, D. B.; MARGULES, C. R.; BOTKIN, D. B. (2000): Indicators of Biodiversity for Ecologically Sustainable Forest Management. Conservation Biology 14: S. 941-951.

BACHOFEN, H.; ZINGG, A. (2001): Effectiveness of structure improvement thinning on stand structure in subalpine Norway spruce (*Picea abies* (L.)) stands. Forest Ecology and Management 145: S. 137-149.

BAGUETTE, M.; DECEUNINCK, B.; MULLER, Y. (1994): Effects of spruce afforestation on bird community dynamics in a native broadleaved forest area. Acta Oecologica 15: S. 275-288. In: CARNUS, J. M.; PARROTTA, J.; BROCKERHOFF, E.; ARBEZ, M.; JACTEL, H.; KREMER, A.; LAMB, D.; O'HARA, K.; WALTERS, B. (2006): Planted Forests and Biodiversity. Journal of Forestry 2006: S. 65-76.

BEAUMONT, D.; DUGAN, D.; EVANS, G.; TAYLOR, S. (1994): Deer management and tree regeneration in the RSPB reserve at Abernethy Forest. Our Pinewood Heritage, Forestry Commission Edinburgh: S. 186-195.

BEGON, M.; HARPER, J. L.; TOWNSEND, C. R. (1991): Ökologie, Individuen, Populationen und Lebensgemeinschaften. Birkhäuser Verlag: 1024 S.

BEIERKÜHNLEIN, C. (1998): Biodiversität und Raum. Die Erde 128: S. 81-101.

BENGTTSSON, J.; NILSSON, S.; FRANC, A.; MENOZZI, P. (2000): Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. Forest Ecology and Management 132: S. 39-50.

BERGER, A. L.; PUETTMANN, K. J. (2000): Overstorey composition and stand structure influence herbaceous plant diversity in the mixed Aspen forest of northern Minnesota. American Midland Naturalist 143: S. 111-125. In: MCELHINNY, C. (2002): Forest and woodland structure as an index of biodiversity: A review. Australian National University: 80 S.

BFW (2018): Ergebnisse des Bodenmonitoring im Biosphärenpark Wienerwald. Online verfügbar unter [www.bfw.ac.at], zuletzt abgerufen am 30.05.18 um 18:20 Uhr.

BIODIVERSITÄTSSTRATEGIE 2020+ (2014): Biodiversitätsstrategie 2020+ für Österreich. Broschüre des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft: 50 S.

BIOSPÄRENKAMP WIENERWALD MANAGEMENT GMBH (s.d.): Wälder im Wienerwald. Biosphärenpark Wienerwald Management GmbH: 80 S.

BIODIVERSITÄTSMONITORING (2015): Ergebnisse des Biodiversitätsmonitorings im Biosphärenpark Wienerwald. Online verfügbar unter [www.bpww.at], zuletzt aufgerufen am 30.05.18 um 18:30 Uhr.

BITTERLICH, W. (1947): The angle count method. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 58: S. 94-96.

BLASCHKE, M.; BRADTKA, J.; BUßLER, H.; FISCHER, H.; MÜLLER-KROEHLING, G. S.; WALENTOWSKI, H.; FISCHER, A. (2011): Naturwaldreservate im Höhengradient als Indikatoren für den Klimawandel: Analyse zahlreicher Artengruppen im Bayerischen Wald. Forschungsverbund Forkast, LWF aktuell 85: S. 6-8.

BMUB (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Kabinettsbeschluss vom 7. November 2007, Deutsches Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB): 180 S.

BODENMONITORING (2012): Ergebnisse des Bodenmonitoring im Biosphärenpark Wienerwald. Online verfügbar unter [www.bpww.at], zuletzt abgerufen am 30.05.18 um 19:20 Uhr.

BRENNER, H.; LUTTERSCHMIED, H. (2017): Waldbewirtschaftung im Biosphärenpark Wienerwald. Vortrag im Naturhistorischen Museum Wien am 22.11.2017, Wien.

BREIMAN, L. (2001): Random Forests. Machine Learning 45: S. 5-32.

BURRASCANO, S., KEETO, W. S., SABATINI, F. M., BLASI, C. (2013): Commonality and variability in the structural attributes of moist temperate old-growth forests: A global review. Forest Ecology and Management 291: S. 458–479. In: DIELER, J. (2013): Biodiversität und Waldbewirtschaftung – Auswirkungen auf Artenvielfalt, Strukturdiversität und Produktivität. DVFFA, Sektion Ertragskunde: Beiträge zur Jahrestagung 2013: S. 25-35.

BÜTLER, R.; LACHAT, T. (2009): Wälder ohne Bewirtschaftung: Eine Chance für die saproxyliche Biodiversität. Schweizerische Zeitung für Forstwesen 160: S. 324-333.

BÜTLER, R.; SCHLÄPFER, R. (2004): Wie viel Totholz braucht der Wald? Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 155: S. 31-37.

BPWW (2018): Homepage des Biosphärenparks Wienerwald, online verfügbar unter: [www.bpww.at], zuletzt abgerufen am 20.04.18 um 8:00.

CARNUS, J. M.; PARROTTA, J.; BROCKERHOFF, E.; ARBEZ, M.; JACTEL, H.; KREMER, A.; LAMB, D.; O'HARA, K.; WALTERS, B. (2006): Planted Forests and Biodiversity. Journal of Forestry 2006: S. 65-76.

CHAPIN, F. S.; ZAVALA, E. S.; EVINERS, V. T.; NAYLOR, R. L.; VITOUSEK, P. M.; REYNOLDS, H. L.; HOOPER, D. U.; LAVOREL, S.; SALA, O. E.; HOBBI, S. E.; MACK, M. C.; DÍAZ, S. (2000): Consequences of changing biodiversity. Nature 405: S. 234–242.

CHEN, H. Y. H.; KLINKA, K. (2003): Above ground productivity of western hemlock and western red cedar mixed-species stands in southern coastal British Columbia. Forest Ecology and Management 184: S. 55-64. In: LIANG, J.; BUONGIORNO, J.; MONSERUD, R. A.; KRUGER, E. L.; ZHOU, M. (2007): Effects of

Diversity of Tree Species and Size on Forest Basal Area Growth, Recruitment, and Mortality. *Forest Ecology and Management* 243: S. 116-127.

CHEY, V. K.; HOLLOWAY, J. D.; SPEIGHT, M. R. (1997): Diversity of moths in forest plantations and natural forests in Sabah. *Bulletin of Entomological Research* 87: S. 371–385. In: CARNUS, J. M.; PARROTTA, J.; BROCKERHOFF, E.; ARBEZ, M.; JACTEL, H.; KREMER, A.; LAMB, D.; O'HARA, K.; WALTERS, B. (2006): Planted Forests and Biodiversity. *Journal of Forestry* 2006: S. 65-76.

CHRISTENSEN, M.; HAHN, K.; MOUNTFORD, E. P.; ÓDOR, P.; STANDOVÁR, T.; ROZENBERGAR, D.; DIACI, J.; WIJDEVEN, S.; MEYER, P.; WINTER, S.; VRŠKA, T. (2005): Dead wood in European beech (*Fagus sylvatica*) forest reserves. *Elsevier Verlag, Forest Ecology and Management* 210: S. 267–282.

CLARK, P. J.; EVANS, F. C. (1954): Distance to nearest neighbor as a measure of spatial relationships in populations. *Ecology* 35: S. 445-453.

COLEMAN, D. C.; WHITMAN, W. B. (2005): Linking species richness, biodiversity and ecosystem function in soil systems. *Elsevier, Pedobiologia* 49: S. 479—497.

CORONA, P.; CHIRICI, G.; MCROBERTS, R.E.; WINTER, S.; BARBATI, A. (2011): Contribution of large-scale forest inventories to biodiversity assessment and monitoring. *Elsevier, Forest Ecology and Management* 262: S. 2061-2069.

DAVIS, A. J.; HUIJBREGTS, H.; KRIKKEN, J. (2000): The role of local and regional processes in shaping dung beetle communities in tropical forest plantations in Borneo. *Global Ecology and Biogeography Letters* 9: S. 281–292. In: CARNUS, J. M.; PARROTTA, J.; BROCKERHOFF, E.; ARBEZ, M.; JACTEL, H.; KREMER, A.; LAMB, D.; O'HARA, K.; WALTERS, B. (2006): Planted Forests and Biodiversity. *Journal of Forestry* 2006: S. 65-76.

DECLERCK, F. A. J.; BARBOUR, M. G.; SAWYER, J. O. (2005): Resource use efficiency as a function of species richness and stand composition in upper montane conifer forests of the Sierra Nevada. *Journal of Vegetation Science* 16: S. 443-452. In: SZWAGRZYK, J.; GAZDA, A. (2007): Above-ground standing biomass and tree species diversity in natural stands of Central Europe. *Opulus Press, Journal of Vegetation Science* 18: S. 555-562.

DENBOER, P. J. (1968): Spreading of risk and stabilization of animal numbers. *Acta Biotheoretica* 18: S. 165–194.

DENGLER, J. (2012): Skalenabhängigkeit von Biodiversität - von der Theorie zur Anwendung. Forschungsbericht zur kumulativen Habilitation, Fachbereich Biologie der Universität Hamburg: 145 S.

DEUTSCHE UNESCO-KOMMISSION (2018): Jahrbuch 2017-2018. Deutsche UNESCO-Kommission: 154 S.

DIELER, J. (2013): Biodiversität und Waldbewirtschaftung – Auswirkungen auf Artenvielfalt, Strukturdiversität und Produktivität. DVFFA Sektion Ertragskunde, Beiträge zur Jahrestagung 2013: S. 25-35.

ELLENBERG, H.; EINEM, V. M.; HUDECZEK, H.; LADE, H. J.; SCHUMACHER, H. U.; SCHWEINHUBER, M.; WITTEKINDT, H. (1985): Über Vögel in Wäldern und die Vogelwelt des Sachsenwaldes. *Hamburger Avifaunistische Beiträge* 20: S. 1-150.

ENGELHARDT, W.; FÜCHTBAUER, H.; MÜLLER, G. (1988): *Sediment-Petrologie, Band 2, Sedimente und Sedimentgesteine*, 1141 S.

FAHY, O.; GORMALLY, M. (1998): A comparison of plant and carabid beetle communities in Irish oak woodland with a nearby conifer plantation and clear felled site. *Forest Ecology Management* 110: S. 263–273.

FALINSKI, J. B. (1986): Vegetation dynamics in temperate lowland primeval forest. *Ecological studies in Bialowieza forest*. *Geobotany* 8: S. 1-537. In: BENGSSON, J.; NILSSON, S.; FRANC, A.; MENOZZI, P. (2000): Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Forest Ecology and Management* 132: S. 39-50.

FAO (2010): Global forest resources assessment 2010. Main report, FAO: 378 S.

FISHER, A. M.; GOLDNEY, D. C. (1998): Native forest fragments as critical bird habitat in a softwood forest landscape. *Australian Forestry* 61: S. 287–295. In: CARNUS, J. M.; PARROTTA, J.; BROCKERHOFF, E.; ARBEZ, M.; JACTEL, H.; KREMER, A.; LAMB, D.; O'HARA, K.; WALTERS, B. (2006): Planted Forests and Biodiversity. *Journal of Forestry* 2006: S. 65-76.

FOREST EUROPE, UNECE U. FAO (2011): State of Europe's Forests 2011. Status and Trends in Sustainable Forest Management in Europe: 344 S.

FBVA (1998): Anleitung zur Forstlichen Standortskartierung in Österreich. Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien, FBVA Berichte 104: 112 S.

FRANK, G. (2015): Zwei Jahrzehnte Naturwaldreservate. Bundesforschungszentrum für Wald, BFW Praxisinformation 37: S. 9-12.

FRANKLIN, J. F.; BERG, D. E.; THORNBURGH, D. A.; TAPPEINER, J. C. (1997): Alternative silvicultural approaches to timber harvest: Variable retention harvest systems. In: KOHM, K. A.; FRANKLIN, J. F. (1997): *Creating a Forestry for the 21st century*. Island Press: 496 S.

FÜLDNER, K. (1995): Strukturbeschreibung von Buchen-Edellaubholz-Mischwäldern. Dissertation der Forstlichen Fakultät Göttingen: 163 S.

GILL, R. M. A. (1992): A review of damage by mammals on north temperate forests III: Impact on trees and forests. *Forestry* 65: S. 363-388. In: HESTER, A. J.; EDENIUS, L.; BUTTENSCHON, R. M.; KUITERS, A. T. (2000): Interactions between forests and herbivores: the role of controlled grazing experiments. *Forestry* 73: 12 S.

GAMFELDT, L.; SNÄLL, T.; BAGCHI, R.; JONSSON, M.; GUSTAFSSON, L.; KJELLANDER, P.; RUIZ-JEAN, M. C.; FRÖBERG, M.; STENDAHL, J.; PHILIPSON, C. D.; MIKUSINSKI, G.; ANDERSSON, E.; WESTERLUND, B.; ANDRÉN, H.; MOBERG, F.; MOEN, J.; BENGSSON, J. (2013): Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species. *Macmillan Publishers, Nature Communications* 4: S. 1-8.

GENEUE, R.; POGGI, J. M.; TULEAU-MALOT, C. (2015): VSURF: An R Package for Variable Selection Using Random Forests. *The R Journal* 7: 15 S.

GIBBONS, P.; LINDENMAYER, D. B. (1996): A review of issues associated with the retention of trees with hollows in wood production forests of New South Wales. *Forest Ecology and Management* 83: S. 245-279.

GROOMBRIDGE, B.; JENKINS, M. (2000): Global Biodiversity: Earth's living resources in the 21th century. World Conservation Press, 254 S. In: LINSSENMAIR, K. E. (2002): *Die ökosystemare Bedeutung der*

Biodiversität. Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Laufener Seminarbeiträge 2: S. 45-62.

HABER, W. (1982): Was erwarten Naturschutz und Landschaftspflege von der Waldwirtschaft? Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landschaftspflege 40: S. 962-965. In: PRETZSCH, H. (2002): Grundlagen der Waldwachstumsforschung. Parey Buchverlag: 413 S.

HARMON, M. E.; FRANKLIN, J. F.; SWANSON, F. J.; SOLLINS, P.; GREGORY, S. V.; LATTIN, J. D.; ANDERSON, N. H.; CLINE, S. P.; AUMEN, N. G.; SEDELL, J. R.; LIENKAEMPER, G. W.; CROMACK, K.; CUMMINS, K. W. (1986): Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research* 15: S. 133-302.

HASENAUER, H. (1997): Dimensional relationships of open-grown trees in Austria. Elsevier Verlag, *Forest Ecology and Management* 96: S. 197-206.

HASSINGER, H. (1905): Geomorphologische Studien aus dem inneralpinen Wienerbecken und seinem Randgebirge. *Pencks geographische Abhandlungen VIII/3*: 214 S. In: SCHACHINGER, A. (1934): *Der Wienerwald: Eine landeskundliche Darstellung*. Verein für Landeskunde und Heimatschutz von Niederösterreich und Wien: 510 S.

HASTIE, T.; TIBSHIRANI, R.; FRIEDMAN, J. H. (2001): *The Elements of Statistical Learning*. Springer-Verlag: 536 S.

HEIRI, C.; BRANG, P.; COMMARMOT, B.; MATTER, J. F.; BUGMANN, H. (2011): Walddynamik in Schweizer Naturwaldreservaten: Kennzahlen und Trends. Haupt Verlag, *Waldreservate*: 72-89.

HESTER, A. J.; EDENIUS, L.; BUTTENSCHON, R. M.; KUITERS, A. T. (2000): Interactions between forests and herbivores: The role of controlled grazing experiments. *Forestry* 73: 12 S.

HEYWOOD, V.; WATSON, R. (1995): *Global biodiversity assessment*. Cambridge University Press: 1152 S.

HOFMEISTER, H. (2004): *Lebensraum Wald: Pflanzengesellschaften und ihre Ökologie*. Kessel Verlag: 280 S.

HUMPHREY, J. W.; FERRIS, R.; JUKES, M. R.; PEACE, A. J. (2002): The potential contribution of conifers plantations to the UK Biodiversity Action Plan. *Botanical Journal of Scotland* 54: S. 49–62.

HUNTER, M. L. (1994): Fundamentals of conservation biology. In: LINDENMAYER, D. B.; MARGULES, C. R.; BOTKIN, D. B. (2000): *Indicators of Biodiversity for Ecologically Sustainable Forest Management*. *Conservation Biology* 14: S. 941-951.

HUSTON, M. A. (1997): Hidden treatments in ecological experiments: re-evaluating the ecosystem function of biodiversity. *Oecologia* 110: S. 449-460. In: LIANG, J.; BUONGIORNO, J.; MONSERUD, R. A.; KRUGER, E. L.; ZHOU, M. (2007): Effects of Diversity of Tree Species and Size on Forest Basal Area Growth, Recruitment, and Mortality. *Forest Ecology and Management* 243: S. 116-127.

HYVÄRINEN, E.; KOUKI, J.; MARTIKAINEN, P. (2006): Fire and green-tree retention in conservation of red-listed and rare deadwood-dependent beetles in Finnish boreal forests. *Conservation Biology* 20: S. 1711–1719.

JACOB, M.; LEUSCHNER, C.; THOMAS, F. M. (2010): Productivity of temperate broad-leaved forest stands differing in tree species diversity. *EDP Sciences, Annals of Forest Sciences* 67: 9 S.

JORRITSMA, I. T. M.; VAN HEES, A. F. M.; MOHREN, G. M. J. (1999): Forest development in relation to ungulate grazing: a modeling approach. *Forest Ecology and Management* 120: S. 23-34. In: HESTER, A. J.; EDENIUS, L.; BUTTENSCHON, R. M.; KUITERS, A. T. (2000): Interactions between forests and herbivores: the role of controlled grazing experiments. *Forestry* 73: 12 S.

JONSSON, B. G.; KRUYSS, N.; RANIUS, T. (2005): Ecology of Species Living on Dead Wood – Lessons for Dead Wood Management. *Silva Fennica* 39: S. 289-309. In: DIELER, J. (2013): Biodiversität und Waldbewirtschaftung – Auswirkungen auf Artenvielfalt, Strukturdiversität und Produktivität. DVFFA Sektion Ertragskunde, Beiträge zur Jahrestagung 2013: S. 25-35.

JUKES, M. R.; FERRIS, R.; PEACE, A. J. (2002): The influence of stand structure and composition on diversity of canopy Coleoptera in coniferous plantations in Britain. *Forest Ecology and Management* 163: S. 27– 41.

KERNZONENMONITORING (2011): Ergebnisse des Bodenmonitoring im Biosphärenpark Wienerwald. Online verfügbar unter [www.bpww.at], zuletzt abgerufen am 30.05.18 um 19:20 Uhr.

KILIAN, W.; MÜLLER F.; STARLINGER, F. (1994): Die forstlichen Wuchsgebiete Österreichs: Eine Naturraumgliederung nach waldökologischen Gesichtspunkten. FBVA Berichte (82): 60 S.

KRAJICEK, J. E.; BRINKMAN, K. A.; GINGRICH, S. F. (1961): Crown Competition: A Measure of Density. *Forest Science* 7: S. 35-41.

LANDE, R. (1996): Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos* 76: S. 5-13. In: KEYLOCK, C. J. (2005): Simpson diversity and the Shannon-Wiener index as special cases of a generalized entropy. *Oikos* 109: S. 203-208.

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. *Ecological Indicators* 11: S. 1027–1039. In: DIELER, J. (2013): Biodiversität und Waldbewirtschaftung – Auswirkungen auf Artenvielfalt, Strukturdiversität und Produktivität. DVFFA Sektion Ertragskunde, Beiträge zur Jahrestagung 2013: S. 25-35.

LEIBUNDGUT, H. (1982): Europäische Urwälder der Bergstufe. Verlag P. Haupt: 308 S. In: CHRISTENSEN, M.; HAHN, K.; MOUNTFORD, E. P.; ÓDOR, P.; STANDOVÁR, T.; ROZENBERGAR, D.; DIACI, J.; WIJDEVEN, S.; MEYER, P.; WINTER, S.; VRŠKA, T. (2005): Dead wood in European beech (*Fagus sylvatica*) forest reserves. Elsevier Verlag, *Forest Ecology and Management* 210: S. 267–282.

LEITGREB, E.; REITER, R.; ENGLISCH, M.; LÜSCHER, P.; SCHAD, P.; FEGER, K. H. (2012): Waldböden: Ein Bildatlas der wichtigsten Bodentypen aus Österreich, Deutschland und der Schweiz. Wiley Verlag: 387 S.

LETCHER, B. H.; PRIDDY, J. A.; WALTERS, J. R.; CROWDER, L. B. (1998): An individual-based, spatially-explicit simulation of the population dynamics of the endangered red-cockaded woodpecker, *Picoides borealis*. *Biological Conservation* 86: 14 S.

LIANG, J.; BUONGIORNO, J.; MONSERUD, R. A.; KRUGER, E. L.; ZHOU, M. (2007): Effects of Diversity of Tree Species and Size on Forest Basal Area Growth, Recruitment, and Mortality. *Forest Ecology and Management* 243: S. 116-127.

LIGOT, G.; LEJEUNE, P.; RONDEUX, J.; HERBÉRT, J. (2012): Assessing and Harmonizing Lying Deadwood Volume with Regional Forest Inventory Data in Wallonia. *The Open Forest Science Journal*, 5: S. 15-22.

LINDENMAYER, D. B.; MARGULES, C. R.; BOTKIN, D. B. (2000): Indicators of Biodiversity for Ecologically Sustainable Forest Management. *Conservation Biology* 14: S. 941-951.

LINDENMAYER, D. B.; FRANKLIN, J. F. (2002): Conserving Forest Biodiversity: A Comprehensive Multi-Scaled Approach. Island Press: 352 S. In: CORONA, P.; CHIRICI, G.; MCROBERTS, R. E.; WINTER, S.; BARBATI, A. (2011): Contribution of large-scale forest inventories to biodiversity assessment and monitoring. Elsevier, *Forest Ecology and Management* 262: S. 2061-2069.

LINDENMAYER, D. B.; KNIGHT, E.; MCBURNEY, L.; MICHAEL, D.; BANKS, S. C. (2010): Small mammals and retention islands: An experimental study of animal response to alternative logging practices. *Forest Ecology and Management* 260: S. 2070–2078.

LINDENMAYER, D. B.; FRANKLIN, J. F.; LOHMUS, A.; BAKER, S. C.; BAUHUS, J.; BEESE, W.; BRODIE, A.; KIEHL, B.; KOUKI, J.; MARTÍNEZ-PASTUR, G.; MESSIER, C.; NEYLAND, M.; PALIK, B.; SVERDRUP-THYGESON, A.; VOLNEY, J.; WAYNE, A.; GUSTAFSSON, L. (2012): A major shift to the retention approach for forestry can help resolve some global forest sustainability issues. *Wiley Periodicals, Conservation Letters* 5: S. 421–431.

LOISKANDL, G. (S. D.): Das Biosphärenreservat Wienerwald. Exkursionsführer des Biosphärenparks Wienerwald Management: S. 95-99.

LOREAU, M.; MOUQUET, N.; GONZALEZ, A. (2003): Biodiversity as spatial insurance in heterogeneous landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 100: S. 12765-12770.

MCNALLY, R.; PARKINSON, A.; HORROCKS, G.; CONOLE, L.; TZAROS, C. (2001): Relationships between terrestrial vertebrate diversity, abundance and availability of coarse woody debris on south-eastern Australian floodplains. *Biological Conservation* 99: S. 191-205. In: McELHINNY, C. (2002): Forest and woodland structure as an index of biodiversity: A review. Australian National University, 80 S.

McELHINNY, C. (2002): Forest and woodland structure as an index of biodiversity: A review. Australian National University, 80 S.

MCCUNE B., GRACE J. B. (2002): Analysis of Ecological Communities. Gleneden Beach, MJM Software Design: 304 S. In: PODRÁZSKÝ, V.; MARTINÍK, A.; MATNJKÁ, K.; VIEWEGH, J. (2014): Effects of Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii*) on understorey layer species diversity in managed forests. *Journal of Forest Science* 60: S. 263–271.

MCKENZIE, N.; RYAN, P.; FOGARTY, P.; WOOD, J. (2000): Sampling, measurement and analytical protocols for carbon estimation in soil, litter and coarse woody debris. Australian Greenhouse Office, National Carbon Accounting System Technical Report 14: 52 S. In: LIGOT, G.; LEJEUNE, P.; RONDEUX, J.; HERBÉRT, J. (2012): Assessing and Harmonizing Lying Deadwood Volume with Regional Forest Inventory Data in Wallonia. *The Open Forest Science Journal* 5: S. 15-22.

MAGURA, T. B.; TOTHMERESZ, M.; BORDAN, Z. (2000): Effects of nature management practices on carabid assemblages (*Coleoptera: Carabidae*) in a non-native plantation. *Biological Conservation* 93: S. 95–102.

MAYER, H. (1984): Wälder Europas. Gustav Fischer Verlag: 691 S. In: CHRISTENSEN, M.; HAHN, K.; MOUNTFORD, E. P.; ÓDOR, P.; STANDOVÁR, T.; ROZENBERGAR, D.; DIACI, J.; WIJDEVEN, S.; MEYER, P.; WINTER, S.; VRSKA, T. (2005): Dead wood in European beech (*Fagus sylvatica*) forest reserves. Elsevier Verlag, *Forest Ecology and Management* 210: S. 267–282.

MAYERHOFER, S.; ENZENDORFER, K. (2009): Hemerobie der Wälder im Biosphärenpark Wienerwald. Diplomarbeit an der Universität Wien, 250 S.

MEESBURG, H.; MEIWES, K. J.; FORTMANN, B.; SCHELER, B.; EICHORN, J. (2008): Nährstoffhaushalt von Buchenbeständen auf Muschelkalk, Basalt und Buntsandstein. In: NW-FVA (2008): Ergebnisse angewandter Forschung zur Buche. Universitätsverlag Göttingen, Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt 3: 358 S.

MEYER, P. (1997): Probleme und Perspektiven der Naturwaldforschung am Beispiel Niedersachsen. Forstarchiv 68: S. 87-98.

MEYER, P.; TABAKU, V.; LÜPKE, B. V. (2003): Die Struktur albanischer Rotbuchen-Urwälder: Ableitungen für eine naturnahe Buchenwirtschaft. Forstwissenschaftliches Centralblatt 122: S. 47–58.

MEYER, P.; ACKERMANN, J. (2005): Muster und Dynamik von Kronendachlücken in drei bodensauren Buchen-Naturwäldern. Berichte Freiburger Forstliche Forschung 60: S. 89-98.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005): Ecosystems and Human Well-Being: Biodiversity Synthesis. Island Press, World Resources Institute: 100 S.

MONING, C.; MÜLLER, J. (2009): Critical forest age threshold for the diversity of lichens, mollusks and birds in beech (*Fagus sylvatica*) dominated forests. Elsevier, Ecological Indicators 9: S. 922-932.

MONING, C.; BUßLER, H.; MÜLLER, J. (2010): Ökologische Schlüsselwerte in Bergmischwäldern als Grundlage für eine nachhaltige Forstwirtschaft. Nationalpark Bayerischer Wald: 103 S.

MORRISON, M. L.; RAPHAEL, M. G. (1993): Modeling the dynamics of snags. Ecological Applications 3: S. 322-330. In: RITTER, T.; SABOROWSKI, J. (2013): Probleme der Präzisionsschätzung beim Point Transect Sampling von Totholz. Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten, Sektion Forstliche Biometrie und Informatik, Die Grüne Reihe 23: S. 107-122.

MOTZ, K., STERBA, H., POMMERENING, A. (2010): Sampling measures of tree diversity. Forest Ecology and Management 260: S. 1985–1996.

MUCH, M. (1897): Die Urzeit in der Geschichte der Stadt Wien. Altertumsverein Wien, Band 1, 595 S.

MUCINA, L.; GRABHERR, G.; WALLNÖFER, S. (1993): Die Pflanzengesellschaften Österreichs III, Wälder und Gebüsche. Fischer Verlag, 355 S.

MÜLLER, J.; BUßLER, H.; UTSCHICK, H. (2007): Wie viel Totholz braucht der Wald? Ein wissenschaftsbasiertes Konzept gegen den Artenschwund der Totholzzönosen. Naturschutz und Landschaftsplanung 39: S. 165-170. In: NW-FVA (2008): Ergebnisse angewandter Forschung zur Buche. Universitätsverlag Göttingen, Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt 3: 358 S.

NEUMANN, M.; STARLINGER, F. (2001): The significance of different indices for stand structure and diversity in forests. Forest Ecology and Management 145: S. 91-106.

NILSSON S. G. (2002): Densities of large living and dead trees in old-growth temperate and boreal forests. Forest Ecology and Management 242: S. 297-305. In: BÜTLER, R.; LACHAT, T. (2009): Wälder ohne Bewirtschaftung: Eine Chance für die saproxyliche Biodiversität. Schweizerische Zeitung für Forstwesen 160: S. 324-333.

NILSSON, R.; PEÑA, J. M.; BJÖRKEGREN, J.; TEGNÉR, J. (2007): Consistent feature selection for pattern recognition in polynomial time. *Journal of Machine Learning Research*, 8: S. 589–612. In: GENEUER, R.; POGGI, J. M.; TULEAU-MALOT, C. (2015): VSURF: An R Package for Variable Selection Using Random Forests. *The R Journal* 7: 15 S.

NOSS, R. F. (1991): *Landscape connectivity: different functions at different scales*. Island Press, Landscape linkages and biodiversity: S. 27-39.

NW-FVA (2008): *Ergebnisse angewandter Forschung zur Buche*. Universitätsverlag Göttingen, Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt 3: 358 S.

OUTERBRIDGE, R. A.; TROFYMOW, J. A. (2009): Forest management and maintenance of ectomycorrhiza: a case study of green tree retention in south-coastal British Columbia. *Journal of Ecosystem Management* 10: S. 59–80. In: LINDENMAYER, D. B.; FRANKLIN, J. F.; LOHMUS, A.; BAKER, S. C.; BAUHUS, J.; BEESE, W.; BRODIE, A.; KIEHL, B.; KOUKI, J.; MARTÍNEZ-PASTUR, G.; MESSIER, C.; NEYLAND, M.; PALIK, B.; SVERDRUP-THYGESON, A.; VOLNEY, J.; WAYNE, A.; GUSTAFSSON, L. (2012): A major shift to the retention approach for forestry can help resolve some global forest sustainability issues. *Wiley Periodicals, Conservation Letters* 5: S. 421–431.

PAILLET, Y.; BERGES, L.; HJÄLTEN, J.; ODOR, P.; AVON, C.; BERNHARDT-RÖMERMANN, M.; BIJLSMA, R. J.; DE BRUYN, L.; FUHR, M.; GRANDIN, U.; KANKA, R.; LUNDIN, L.; LUQUE, S.; MAGURA, T.; MATESANZ, S.; MESZAROS, I.; SEBASTIA, M. T.; SCHMIDT, W.; STANDOVAR, T.; TÓTMÉRÉSZ, B.; UOTILA, A.; VALLADARES, F.; VELLAK, K.; VIRTAINEN, R. (2010): Biodiversity Differences between Managed and Unmanaged Forests: Meta-Analysis of Species Richness in Europe. *Conservation Biology* 24: S. 1157-1160.

PARMINTER, J. (2012): Coarse woody debris sampling intensity considerations. US Ministry of Forests. Online verfügbar unter [<http://www.for.gov.bc.ca/hre/deadwood/DTmes5.htm>]. In: LIGOT, G.; LEJEUNE, P.; RONDEUX, J.; HERBÉRT, J. (2012): Assessing and Harmonizing Lying Deadwood Volume with Regional Forest Inventory Data in Wallonia. *The Open Forest Science Journal* 5: S. 15-22.

PASTOR, J.; MOEN, R. A.; COHEN, Y. (1997): Spatial heterogeneities, carrying capacity, and feedbacks in animal-landscape interactions. *Journal of Mammalogy* 78: S. 1040-1052.

PHILLIPS, E. J. (1996): Comparing silvicultural systems in a coastal montane forest: Productivity and cost of harvesting operations. *FERIC Special Report* 109: 42 S. In: LINDENMAYER, D. B. (1999): *Future directions for biodiversity conservation in managed forests: Indicator species, impact studies and monitoring programs*. Elsevier, *Forest Ecology and Management* 115: S. 277-287.

PIMMENTAL, D.; STACHOW, U.; TAKACS, D. A.; BRUBAKER, H. W.; DUMAS, A. R.; MEANEY, J. J.; O'NEILL, J. A.; ONSI, D. E.; CORZILIUS, D. B. (1992): Conserving biological diversity in agricultural/forestry systems. *Biological Science* 42: S. 354-362.

PODRÁZSKÝ, V.; MARTINÍK, A.; MATNJKÁ, K.; VIEWEGH, J. (2014): Effects of Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii*) on understorey layer species diversity in managed forests. *Journal of Forest Science* 60: S. 263–271.

PRETZSCH, H. (1996): Strukturvielfalt als Ergebnis waldbaulichen Handelns. *Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten, Sektion Ertragskunde, Jahrestagung 1996*: S. 134 – 154.

PRETZSCH, H. (2002): *Grundlagen der Waldwachstumsforschung*. Parey Buchverlag: 413 S.

PRETZSCH, H. (2005): Diversity and productivity in forests: Evidence from long-term experimental plots. *Ecological Studies* 176: S. 41-64.

PUTZ, F. E.; SIST, P.; FREDRICKSEN, T.; DYKSTRA, D. (2008): Reduced-impact logging: challenges and opportunities. In: LINDENMAYER, D. B.; FRANKLIN, J. F.; LOHMUS, A.; BAKER, S. C.; BAUHUS, J.; BEESE, W.; BRODIE, A.; KIEHL, B.; KOUKI, J.; MARTÍNEZ-PASTUR, G.; MESSIER, C.; NEYLAND, M.; PALIK, B.; SVERDRUP-THYGESON, A.; VOLNEY, J.; WAYNE, A.; GUSTAFSSON, L. (2012): A major shift to the retention approach for forestry can help resolve some global forest sustainability issues. *Wiley Periodicals, Conservation Letters* 5 (2012): S. 421–431.

REIMOSER, F. (1998): Forests and ungulates in Austria: problems, management strategies and research needs. In: HUMPHREY, J.; GILL, R.; CLARIDGE, J. (2000): *Grazing as a Management Tool in European Forest Ecosystems*. Forestry Commission Technical Paper No. 25: S. 11-19.

REIMOSER, F.; REIMOSER, S.; KLANSEK, E. (2006): *Wildlebensräume: Habitatqualität, Wildschadensanfälligkeit, Bejagbarkeit*. Zentralstelle Österreichischer Landesjagdverbände: 136 S.

REINEKE, L. H. (1933): Perfecting a standing density index for even-aged forests. *Journal of Agricultural Research* 46: S. 627-638.

RIBE, R. G. (2005): Aesthetic perceptions of green-tree retention harvests in vista views: The interaction of cut level, retention pattern and harvest shape. *Landscape Urban Plan* 73: S. 277–293.

ROCKSTRÖM, J.; STEFFEN, W. ; NOONE, K.; PERSSON, Å.; CHAPIN, F. S.; LAMBIN, E.; LENTON, T. M.; SCHEFFER, M.; FOLKE, C.; SCHELLNHUBER, H.; NYKVIST, B.; DE WIT, C. A.; HUGHES, T.; VAN DER LEEUW, S.; RODHE, H.; SÖRLIN, S.; SNYDER, P. K.; COSTANZA, R.; SVEDIN, U.; FALKENMARK, M.; KARLBERG, L.; CORELL, R. W.; FABRY, V. J.; HANSEN, J.; WALKER, B.; LIVERMAN, D.; RICHARDSON, K.; CRUTZEN, P.; FOLEY, J. (2009): Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity. *Ecology and Society* 14: 32 S.

RONDEUX, J.; BERTINI, R.; BASTRUP-BIRK, A.; CORONA, P.; LATTE, N.; MCROBERTS, R. E.; STÅHL, G.; WINTER, S.; CHIRICI, G. (2012): Assessing Deadwood Using Harmonized National Forest Inventory Data. *Forest Science* 58: S. 269-283.

ROSENVALD, R.; LOHMUS, A. (2008): For what, when, and where is green-tree retention better than clear-cutting? A review of the biodiversity aspects, *Forest Ecology and Management* 255: S. 1–15.

SALLMANNSHOFER, M.; ETTE, S. (2016): *Entwicklungsanalyse des Naturwaldreservats Steinerne Lahn*. Bachelorarbeit an der Universität für Bodenkultur Wien: 117 S.

SCHABER-SCHOOR, G. (2008): Wie viel Totholz braucht der Wald? - Ergebnisse einer Literaturrecherche als Grundlage für ein Alt-, Totholz- und Habitatbaumkonzept. *FVA Einblick* 2: S. 5-8. In: RITTER, T.; SABOROWSKI, J. (2013): *Probleme der Präzisionsschätzung beim Point Transect Sampling von Totholz*. Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten, Die Grüne Reihe 23: S. 107-122.

SCHACHINGER, A. (1934): *Der Wienerwald: Eine landeskundliche Darstellung*. Verein für Landeskunde und Heimatschutz von Niederösterreich und Wien: 510 S.

SCHMID, P. (1969): Stichproben am Waldrand. *Mitteilung der Schweizer Anstalt für Forstliches Versuchswesen* 45: S. 234–303.

SCHMIDT, M.; ELLENBERG, H.; HEUVELDOP, J.; KRIEBITZSCH, W. U.; OHEIMB, G. V. (2002): Wichtige Einflussfaktoren auf die Gefäßpflanzen-Artenvielfalt von Wäldern. Treffpunkt Biologische Vielfalt: S. 113-118.

SCHULTE, U. (2005): Biologische Vielfalt in Nordrhein-Westfälischen Naturwaldzellen. Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten, LÖBF Mitteilungen 3: S. 43-48.

SCHLESINGER, G. (1921): Erdgeschichte: Mineralgehalt und Bodendecke in Niederösterreich. Hefte der Heimatkunde NÖ, 593 S.

SDINO, R. (1996): Der Crown Competition Factor und andere Bestandesdichtemaße im Vergleich. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien, 62 S.

SCHÜTT, P.; SCHUCK, H. J.; STIMM, B. (2014): Lexikon der Baum- und Straucharten: Das Standardwerk der Forstbotanik. Nikol Verlag: 579 S.

SHAFFER, M.L. (1981): Minimum Population Sizes for Species Conservation. Oxford Academic Press, BioScience 31: S. 131-134.

SHANNON, C.; WEAVER, W. (1949): The Mathematical Theory of Communication. University of Illinois Press: 125 S.

SITZIA, T.; TRENTANOVI, G.; DAINESE, M.; GOBBO, G.; LINGUA, E.; SOMMACAL, M. (2012): Stand structure and plant species diversity in managed and abandoned silver fir mature woodlands. Forest Ecology and Management 270: S. 232–238.

SOLLINS, P. (1982): Input and decay of coarse woody debris in coniferous stands in western Oregon and Washington. Canadian Journal of Forest Research 12: S. 18-28.

SPIES, T. A.; FRANKLIN, J. F. (1991): The structure of natural young, mature, and old-growth Douglas-Fir forests in Oregon and Washington. USDA Forest Service: S. 91-109.

STERBA, H. (2011): Forstliche Ertragslehre. Vorlesung von Prof. Sterba an der Universität für Bodenkultur Wien: 160 S.

STEFFEN, H.; MALGORZATA, C.; BRANG, P. (2012): Totholzvolumen und –qualität in ausgewählten Schweizer Naturwaldreservaten. Schweizerische Zeitung für Forstwesen 163: S. 222-231.

SULLIVAN, T. P.; SULLIVAN, D. S.; LINDGREN, P. M. F. (2001): Stand structure and small mammals in young Lodgepole Pine forest: 10-year results after thinning. Journal of Applied Ecology 11: S. 1151-1173. In: McELHINNY, C. (2002): Forest and woodland structure as an index of biodiversity: A review. Australian National University, 80 S.

STEWART, F. E.; HESTER, A. J. (1998): The impact of red deer on woodland and heathland dynamics in Scotland. Forestry 74: S. 209-218. In: MANCHESTER UNIVERSITY (1997): Population Ecology, Management and Welfare of Deer. Proceedings of the 3rd Deer Symposium: S. 54-60.

SVENSSON, J. S.; JEGLUM, J. K. (2001): Structure and dynamics of an undisturbed old-growth Norway spruce forest on the rising Bothnian coastline. Forest Ecology and Management 15: S. 67-79. In: McELHINNY, C. (2002): Forest and woodland structure as an index of biodiversity. Review, Australian National University: 80 S.

SZWAGRZYK, J.; GAZDA, A. (2007): Above-ground standing biomass and tree species diversity in natural stands of Central Europe. *Opulus Press Uppsala, Journal of Vegetation Science* 18: S. 555-562.

TABAKU, V. (1999): Struktur von Buchen-Urwäldern in Albanien im Vergleich mit deutschen Buchennaturwaldreservaten und Wirtschaftswäldern. Cuvillier Verlag: 206 S.

TEWS, J.; BROSE, U.; GRIMM, V.; TIELBÖRGER, K.; WICHMANN, M. C.; SCHWAGER, M.; JELTSCH, F. (2004): Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: The importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* 31: S. 79-92.

UN BIODIVERSITÄTSKONVENTION (1992): Online verfügbar unter: [<https://www.cbd.int/convention/text/>], zuletzt abgerufen am 07.12.17 um 8:00.

UNIVERSITY OF OREGON (2015): Stand density and Stocking. Online verfügbar unter: [www.cof.orst.edu/cof/teach/for322/Lecture/4.pdf], zuletzt abgerufen am 20.04.18 um 8:00.

VACIK, H.; RAHMAN, M.; RUPRECHT, H.; FRANK, G. (2009): Dynamics and structural changes of an oak dominated Natural Forest Reserve in Austria. *Botanica Helvetica* 119: 23-29.

VAN DEN MEERSSCHAUT, D.; VANDEKERKHOVE, K. (1998): Development of a stand scale forest biodiversity index based on the State Forest Inventory. USDA, Integrated Tools for Natural Resources Inventories in the 21st Century: S. 340-349.

VANDERWEL, M. C., MALCOLM, J. R.; MILLS, S. C. (2007): A meta-analysis of bird responses to uniform partial harvesting across North America. *Conservation Biology* 5: S. 1230–1240. In: LINDENMAYER, D. B.; FRANKLIN, J. F.; LOHMUS, A.; BAKER, S. C.; BAUHUS, J.; BEESE, W.; BRODIE, A.; KIEHL, B.; KOUKI, J.; MARTÍNEZ-PASTUR, G.; MESSIER, C.; NEYLAND, M.; PALIK, B.; SVERDRUP-THYGESON, A.; VOLNEY, J.; WAYNE, A.; GUSTAFSSON, L. (2012): A major shift to the retention approach for forestry can help resolve some global forest sustainability issues. *Wiley Periodicals, Conservation Letters* 5: S. 421–431.

V. BUBNOFF, S. (1921): Die Entstehung der Alpen im Lichte der Deckenlehre. Teubner Verlag, *Geographische Zeitschrift* 3: S. 68-81. In: SCHACHINGER, A. (1934): *Der Wienerwald: Eine landeskundliche Darstellung*. Verein für Landeskunde und Heimatschutz von Niederösterreich und Wien I: 510 S.

VENABLES, W. N.; RIPLEY, B. D. (2002): *Modern Applied Statistics with S*. Springer Verlag: 495 S.

VILÀ, M.; VAYREDA, J.; GRACIA, C.; IBÁÑEZ, J. J. (2003): Does tree diversity increase wood production in pine forests? *Oecologia* 135: S. 299-303.

WAIDE, R. B.; WILLIG, M. R.; STEINER, C. F.; MITTELBACH, G.; GOUGH, L.; DODSON, S. I.; JUDAY, G. P.; PARMENTER, R. (1999): The relationship between productivity and species richness. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 30: S. 257-300. In: SZWAGRZYK, J.; GAZDA, A. (2007): Above-ground standing biomass and tree species diversity in natural stands of Central Europe. *Opulus Press Uppsala, Journal of Vegetation Science* 18: S. 555-562.

WARDLE, D. A.; ZACKRISSON, O.; HOËRNBERG, G.; GALLET, C. (1997): The influence of island area on ecosystem properties. *Science* 277: S.1296-1299. In: BENGTTSSON, J.; NILSSON, S.; FRANC, A.; MENOZZI, P. (2000): Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Forest Ecology and Management* 132: S. 39-50.

WHITTAKER, R.H. (1972): Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 12: S. 213-251.

WILLIAMS, J. (2004): Metrics for assessing biodiversity values of farming systems and agricultural landscapes. *Pacific Conservation Biology* 10: S. 145–163. In: CORONA, P.; CHIRICI, G.; McROBERTS, R. E.; WINTER, S.; BARBATI, A. (2011): Contribution of large-scale forest inventories to biodiversity assessment and monitoring. Elsevier, *Forest Ecology and Management* 262: S. 2061–2069.

WINTER, S.; MÖLLER, G. (2008): Microhabitats in Lowland Beech Forests as monitoring tool for Nature Conservation. *Forest Ecology and Management* 255: S. 1251–1261.

YACHI, S.; LOREAU, M. (1999): Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: The insurance hypothesis. *Proceedings of the National Academy of Science* 96: S. 1463–1468.

Tabellen- und Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Die Zonierung des Biosphärenparks Wienerwald und die Einteilung der Kernzonen. (Entnommen aus dem Bericht Kernzonenmonitoring 2011).

Abb. 2: Lage des Biosphärenparks Wienerwalds in den Bundesländern Wien und Niederösterreich mit grüner Einfärbung der mosaikartig verteilten Kernzonen. (Entnommen aus [www.bpww.at])

Abb. 3: Aufgezeichneter Jahresniederschlag an der Messstation Sieghartskirchen. (Eigene Erstellung anhand von [www.ehyd.gv.at])

Abb. 4: Aufgezeichneter, durchschnittlicher Jahresverlauf von Temperatur und Niederschlagsmenge für den 14. Wiener Gemeindebezirk. (Eigene Erstellung anhand von [climatedata.org/location/155654/])

Abb. 5: Geologische Unterteilung des Biosphärenparks in Flysch- und Karbonat-Wienerwald. (Entnommen aus [www.bpww.at])

Abb. 6: Spiegelung der Winkelzählproben nach der Methode von SCHMID (1969). (Entnommen aus dem Aufnahmeschlüssel zur Stichprobeninventur: Biosphärenpark Wienerwald – Kernzonen)

Abb. 7: Grafische Darstellung der Funktionsweise des Crown Competition Factors. (Entnommen aus [www.cof.orst.edu/cof/teach/for322/Lecture/4.pdf]).

Abb. 8: Ergebnis der Variablenselektion und deren Wichtigkeit (%IncMSE) für den Clark & Evans-Index als Bezugsvariable. (Eigene Erstellung)

Abb. 9: Aufbau eines beispielhaften Regressionsbaums für die Einflussfaktoren auf den C&E-Index. (Eigene Erstellung)

Abb. 10: Rückgang der Fehlerindikation über die Anzahl berechneter Bäume im Random Forest. (Eigene Erstellung)

Abb. 11: Ergebnis der Variablenselektion und deren Wichtigkeit (%IncMSE) für den Clark & Evans-Index, berechnet für jene Plots mit vorliegenden Bodenuntersuchungen. (Eigene Erstellung)

Abb. 12: Aufbau eines beispielhaften Regressionsbaums für die Einflussfaktoren auf den C&E-Index, welcher ausschließlich jene Plots mit Bodenuntersuchung berücksichtigt. (Eigene Erstellung)

Abb. 13: Ergebnis der Variablenselektion und deren Wichtigkeit (%IncMSE) für den Shannon-Index als Bezugsvariable. (Eigene Erstellung)

Abb. 14: Aufbau eines beispielhaften Regressionsbaums für die Einflussfaktoren auf den Shannon-Index. (Eigene Erstellung)

Abb. 15: Ergebnis der Variablenselektion und deren Wichtigkeit (%IncMSE) für den Shannon-Index, berechnet für jene Plots mit vorliegenden Bodenuntersuchungen. (Eigene Erstellung)

Abb. 16: Aufbau eines beispielhaften Regressionsbaums für die Einflussfaktoren auf den Shannon-Index, welcher ausschließlich jene Plots mit Bodenuntersuchung berücksichtigt. (Eigene Erstellung)

Abb. 17: Ergebnis der Variablenselektion und deren Wichtigkeit (%IncMSE) für den SDI als Bezugsvariable. (Eigene Erstellung)

Abb. 18: Aufbau eines beispielhaften Regressionsbaums für die Einflussfaktoren auf den Shannon-Index. (Eigene Erstellung)

Abb. 19: Ergebnis der Variablenselektion und deren Wichtigkeit (%IncMSE) für den SDI, berechnet für jene Plots mit vorliegenden Bodenuntersuchungen. (Eigene Erstellung)

Abb. 20: Aufbau eines beispielhaften Regressionsbaums für die Einflussfaktoren auf den SDI, welcher ausschließlich jene Plots mit Bodenuntersuchung berücksichtigt. (Eigene Erstellung)

Abb. 21: Ergebnis der Variablenselektion und deren Wichtigkeit (%IncMSE) für den CCF als Bezugsvariable. (Eigene Erstellung)

Abb. 22: Aufbau eines beispielhaften Regressionsbaums für die Einflussfaktoren auf den CCF. (Eigene Erstellung)

Abb. 23: Ergebnis der Variablenselektion und deren Wichtigkeit (%IncMSE) für den CCF, berechnet für jene Plots mit vorliegenden Bodenuntersuchungen. (Eigene Erstellung)

Abb. 24: Aufbau eines beispielhaften Regressionsbaums für die Einflussfaktoren auf den CCF, welcher ausschließlich jene Plots mit Bodenuntersuchung berücksichtigt. (Eigene Erstellung)

Abb. 25: Ergebnis der Variablenselektion und deren Wichtigkeit (%IncMSE) für die Durchmesserdiffenzierung nach Földner als Bezugsvariable. (Eigene Erstellung)

Abb. 26: Aufbau eines beispielhaften Regressionsbaums für die Einflussfaktoren auf die Durchmesserdiffenzierung nach Földner. (Eigene Erstellung)

Abb. 27: Ergebnis der Variablenselektion und deren Wichtigkeit (%IncMSE) für die Durchmesserdiffenzierung, berechnet für jene Plots mit vorliegenden Bodenuntersuchungen. (Eigene Erstellung)

Abb. 28: Aufbau eines beispielhaften Regressionsbaums für die Einflussfaktoren auf die Durchmesserdiffenzierung, welcher ausschließlich jene Plots mit Bodenuntersuchung berücksichtigt. (Eigene Erstellung)

Abb. 29: Interaktion der Biodiversitätsindizes mit dem C&E-Index. (Eigene Erstellung)

Abb. 30: Aufbau eines beispielhaften Regressionsbaums Interaktion der Biodiversitätsindizes mit dem C&E-Index. (Eigene Erstellung)

Abb. 31: Fehlerrückgang bei zunehmender Anzahl der Regressionsbäume für den C&E-Index in Interaktion mit den untersuchten Biodiversitätsindizes. (Eigene Erstellung)

Abb. 32: Interaktion der Biodiversitätsindizes mit dem Shannon-Index. (Eigene Erstellung)

Abb. 33: Aufbau eines beispielhaften Regressionsbaums Interaktion der Biodiversitätsindizes mit dem Shannon-Index. (Eigene Erstellung)

Abb. 34: Interaktion der Biodiversitätsindizes mit dem SDI. (Eigene Erstellung)

Abb. 35: Aufbau eines beispielhaften Regressionsbaums Interaktion der Biodiversitätsindizes mit dem SDI. (Eigene Erstellung)

Abb. 36: Interaktion der Biodiversitätsindizes mit dem CCF. (Eigene Erstellung)

Abb. 37: Aufbau eines beispielhaften Regressionsbaums Interaktion der Biodiversitätsindizes mit dem CCF. (Eigene Erstellung)

Abb. 38: Interaktion der Biodiversitätsindizes mit der Durchmesserdiffenzierung. (Eigene Erstellung)

Abb. 39: Aufbau eines beispielhaften Regressionsbaums Interaktion der Biodiversitätsindizes mit der Durchmesserdiffenzierung. (Eigene Erstellung)

Abb. 40 a-d: Zusammenstellung der Ergebnisse für %MSE aus Kapitel 4.2, geordnet nach Gruppen von Einflussfaktoren auf die Biodiversitätsindizes. (Eigene Erstellung)

Abb. 41, Abb. 42: Die Bedeutung der einzelnen Einflussfaktoren aufsummiert über alle untersuchten Biodiversitätsindizes und die Reihung ihrer Wichtigkeit anhand von der relativen Auftretenshäufigkeit (Vgl. Abb. 38) und ihrem relativen mittleren Beitrag zur Senkung des MSE. (Eigene Erstellung)

Abb. 43, Abb.44: Rangfolge der Bedeutung der Einflussfaktoren in den Random Forest Durchläufen I und II. (Eigene Erstellung)

Abb. 45: Zusammenstellung der Ergebnisse für %MSE aus Kapitel 4.2, Impact-Wirkung der untersuchten Biodiversitätsindizes. (Eigene Erstellung)

Abb. 46: Direkte Eingangsgrößen in den Berechnungsformeln der untersuchten Biodiversitätsindizes und die sich daraus ergebende zu erwartende und tatsächliche Impact-Wirkung. (Eigene Erstellung)

Tab. 1: Kriterien zur Einteilung der Jungpflanzen in Höhenklassen. (Eigene Erstellung anhand von Aufnahmeschlüssel zur Stichprobeninventur: Biosphärenpark Wienerwald – Kernzonen)

Tab. 2: Klassifizierung der verwendeten Biodiversitätsindizes. (Verändert nach PRETZSCH, 2002)

Tab. 3: Verwendete Solitärdimensionen für die Berechnung des Kronendurchmessers. (Eigene Erstellung anhand von HASENAUER, 1997)

Tab. 4 und 5: Codierung und Zusammenfassung von Bodentypen und Gesteinsarten. (Eigene Erstellung, verändert nach FBVA, 1998)

Tab. 6: Einteilung der auftretenden Baumarten zu Waldtypen (*Hauptbaumarten*) für die Regressionsrechnung in Random Forest. (Eigene Erstellung)

Anhang

Anhang 1)

Codierung und Einteilung der nicht quantifizierbaren Einflussgrößen nach den „Anleitungen zur Forstlichen Standortskartierung in Österreich“ (FBVA, 1998).

Tabelle 3.7: Übersicht über die Gründigkeitsklassen

Code	Bezeichnung	Gründigkeit
1	sehr flachgründig	unter 15 cm
2	flachgründig	15 - 30 cm
3	mittelgründig	31 - 60 cm
4	tiefgründig	61 - 120 cm
5	sehr tiefgründig	über 120 cm

Tabelle 3.6: Übersicht über die Kleinreliefformen

Code	Bezeichnung
1	Kleinrelief ausgeglichen
2	unruhig (z.B. Windwürfe)
3	Rinnen, Gräben, Furchen
4	Buckel, Schichtköpfe
5	Blockflur, Halde

*Tabelle 2.4:
Übersicht über die Wasserhaushaltsstufen*

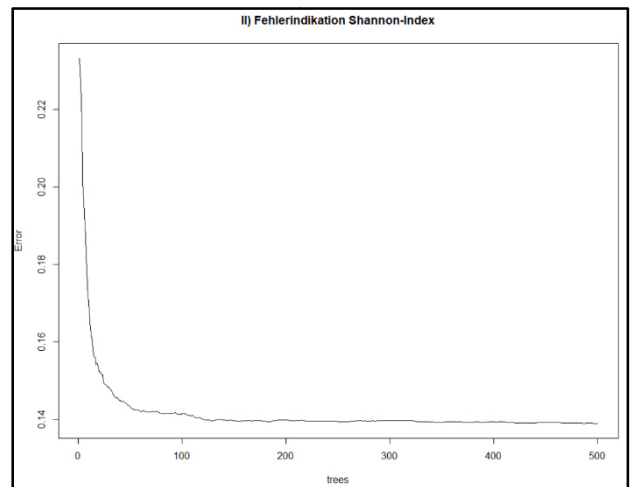
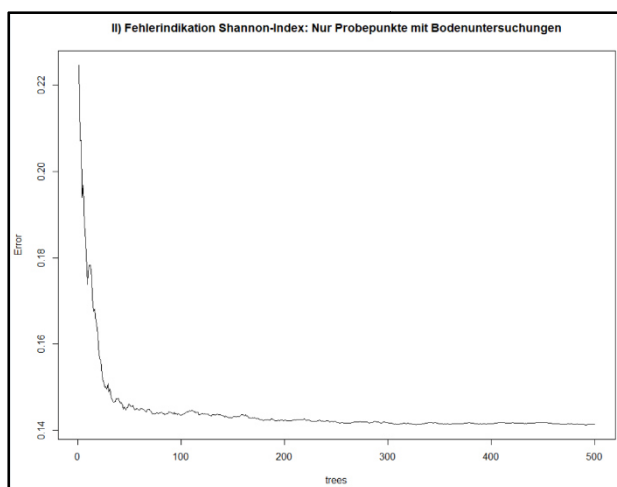
Code	Bezeichnung
0	zu trocken für Wald
1	trocken
2	mäßig trocken
3	mäßig frisch
4	frisch
5	sehr frisch
6	feucht
7	naß
8	zu naß für Wald

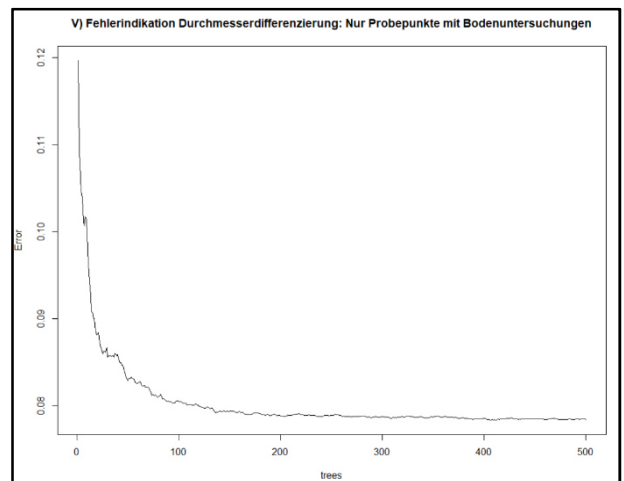
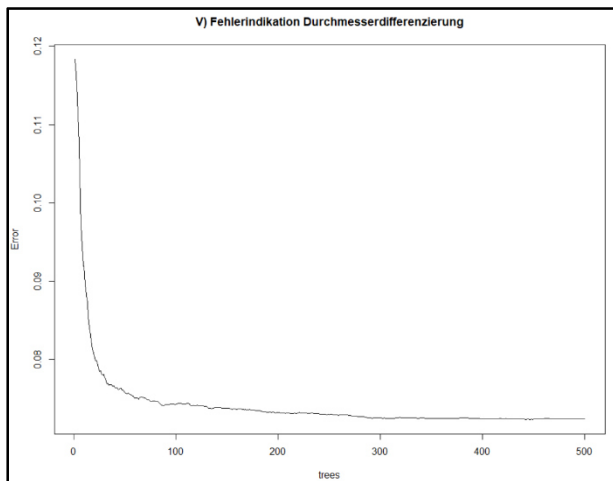
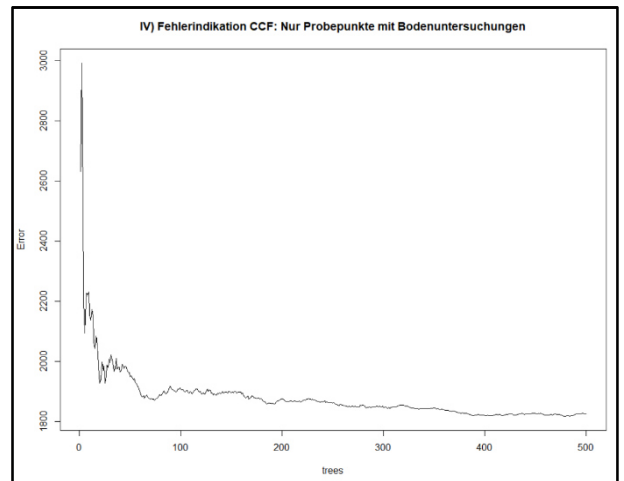
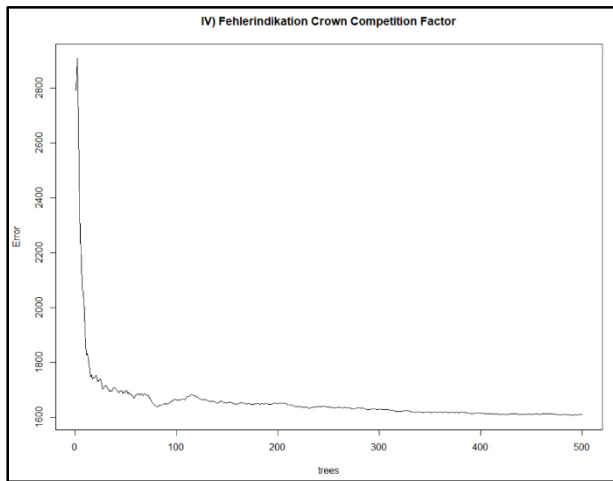
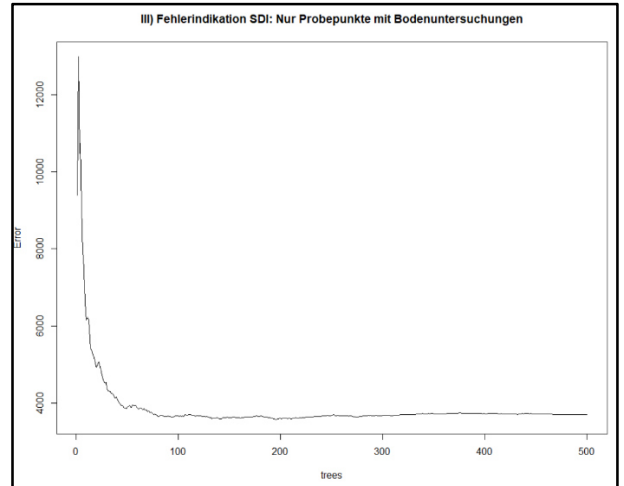
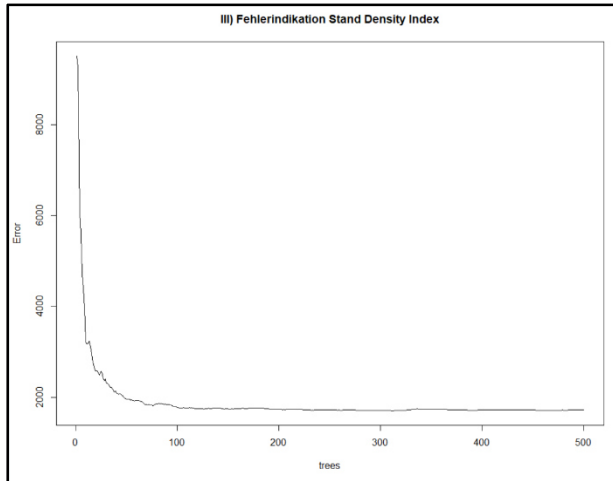
Tabelle 3.4: Neigungsklassen

Code	Bezeichnung	Grad	Prozent
11	eben	0-2	0-3
12	schwach geneigt	2-5	3-9
13	mäßig geneigt	5-10	9-17
14	stark geneigt	10-20	17-36
15	steil	20-30	36-58
16	schröff	30-45	58-100
17	sehr schröff	>45	>100

Anhang 2)

Fehlerindikationen Durchlauf 1 und 2 mit Random Forest:





Fehlerindikationen Durchlauf 3 mit Random Forest:

