



Universität für Bodenkultur Wien

Evaluierung des Individuenbasierten Waldlandschaftsmodells iLand für die Bergwälder des Stubaitales

Masterarbeit

am Institut für Waldbau der Universität für
Bodenkultur, Wien
zur Erlangung des akademischen Grades
Diplom-Ingenieur der Forstwissenschaft (Dipl.-Ing.)

Eingereicht von: Lea Oberhofer
Matrikelnummer: 01240919
Email: oberhofer.l@hotmail.com

Departement für Wald- und Bodenwissenschaften
Institut für Waldbau

Betreuer:
Assoc. Prof. DI. Dr. Rupert Seidl

Mitbetreuende:
M.Sc. Katharina Albrich

Dr. PD Erich Tasser
Institut für Alpine Umwelt, Europäische Akademie Bozen (EURAC)

Pfalzen, Oktober 2019



*"Nature is Man's best teacher.
She unfolds Her treasures to his search,
unseals his eye,
Illumes his mind,
and purifies his heart.
An influence breathes from all the sights
and sounds Of her existence;
She is Wisdoms' s self."*

-Alfred Billings Street (The Poems of Alfred B. Street, 1845, S. 23)

Abstract

The complex forests of the Alps are strongly affected by climate change. Their composition and structure will change significantly and this in turn will affect their ability to be multifunctional i.e. to provide a variety of ecosystem services to society. It is therefore essential to investigate their further development with the aid of ecosystem models. Because of the fast progress of knowledge and technology in the field of ecosystem modelling, a continuous evaluation of models is inevitable.

The aim of this master thesis was to initialize the individual-based forest landscape and disturbance model iLand for the Stubai Valley (Tyrol) and evaluate it at the stand and landscape scale. iLand needs input data for climate, soil, stand and management, which were extracted from existing datasets. Based on the concept of „*Pattern-Oriented Modeling*“ the study investigated the pattern “tree growth” at stand scale and the pattern “natural forest development” at landscape scale. Specifically I tested, if iLand is able to i) simulate tree dimensions and productivity of mountain forests realistically and if it is able to ii) capture the effect of elevation on these parameters (Pattern “tree growth”). Furthermore, focusing on the landscape scale, I investigated, if the model captures the interspecific competition over long time periods well, and if it can realistically simulate the natural succession of a mountain forest landscape.

Pattern “tree growth” compared the parameters for productivity and tree dimensions at the age of 120 years with independent forest inventory data as well as with studies of observed tree height and increment in the Alps. The pattern „natural forest development“ entailed the comparison of the simulated equilibrium species composition (ESC) after 1.500 simulation years with the forest types of the „*Waldtypisierung Tirol*“ and expert assessments of the potential natural vegetation (PNV).

The comparison with forest inventory data showed that iLand reproduces tree growth of the three main species (*P. abies*, *L. decidua*, *P. cembra*) realistically. The pattern of decreasing tree growth with increasing elevation was reproduced only for *P. abies* by the model. Overall, the deviation of simulated tree dimensions and productivity values from reference values was in the range of previous model evaluation exercises with other forest simulation models. The analysis at the landscape scale confirmed that iLand can successfully reproduce succession in mountain forest ecosystems. Comparing the simulated ESC with the forest types of the „*Waldtypisierung Tirol*“ and expert assessments of the PNV for this study area showed good correspondence in both forest type and spatial distribution of dominant tree species.

Overall, the evaluation performed here indicates an adequate performance of iLand and encourages the future application of the model in the study area. Future scenarioanalyses can thus use the model to assess the development of the complex mountain forests of the Stubai Valley and develop optimal silvicultural strategies for the supply of ecosystem services to society.

Keywords: forest ecosystem modelling, model evaluation, simulation modelling, iLand, climate change, ecosystem services, landscape modelling

Zusammenfassung

Die Wälder der Alpen sind besonders stark von der Veränderung des Klimas betroffen, wodurch sich auch die Zusammensetzung und der Aufbau von Waldökosystemen ändern werden. Dies beeinflusst ihre Fähigkeit, Ökosystemleistungen zu erbringen, was gerade im Gebirgswald mit seinen hohen Anforderungen in Bezug auf Multifunktionalität zu einem Problem werden könnte. Aus diesem Grund ist die Erforschung der komplexen Gebirgswälder mithilfe von Ökosystemmodellen essentiell. Eine kontinuierliche Evaluierung von Modellen unter dem Gesichtspunkt neuer Erkenntnisse und Daten ist dabei ein wichtiger Schritt.

Die vorliegende Arbeit hatte zum Ziel, das Individuenbasierte Waldlandschaftsmodell iLand für das Stubaital (Tirol, Österreich) zu initialisieren. Im Anschluss wurde das Modell sowohl auf Bestandesebene als auch auf Landschaftsebene evaluiert.

iLand benötigt Klima-, Boden-, Bestandes- und Managementdaten als Input für die Initialisierung, welche im Vorfeld aus bestehenden Datenbeständen extrahiert wurden. Für die Evaluierung wurde das Prinzip des „*Pattern-Oriented Modeling*“ angewandt, und sowohl das Muster „Baumwachstum“ auf Bestandesebene als auch das Muster „Naturwaldentwicklung“ auf Landschaftsebene analysiert. Auf der Bestandesebene wurde untersucht, ob iLand in der Lage ist, i) die Produktivität und die Baumdimensionen der Bergwälder des Stubaitales realitätsnah abzubilden, und ii) den Einfluss der Seehöhe auf diese Parameter richtig abzubilden (Muster „Baumwachstum“). Auf der Ebene der Landschaft wurde überprüft, ob iii) iLand auf lange Sicht die interspezifischen Konkurrenzbeziehungen zwischen den Baumarten nachbilden und die natürliche Sukzession eines Bergwaldes simulieren kann (Muster „Naturwaldentwicklung“).

Das Muster „Baumwachstum“ verglich die Parameter für die Produktivität und die Baumdimensionen im Bestandesalter von 120 Jahren mit unabhängigen Forstinventurdaten sowie mit Studien über beobachtete Mittelhöhen und Zuwächse in den Alpen. Das Muster „Naturwaldentwicklung“ beinhaltete den Vergleich der über 1.500 Jahre lang simulierten „*equilibrium species composition* (ESC)“ mit den Waldtypen der Waldtypisierung Tirols und verschiedenen fachkundigen Einschätzungen zur potentiell natürlichen Waldgesellschaft (PNV) im Untersuchungsgebiet.

Der Vergleich mit Forstinventurdaten zeigte, dass iLand die Baumdimensionen und die Produktivität der drei Hauptbaumarten der Bergwaldbestände im Stubaital (Fichte, Lärche, Zirbe) realitätsnah abbilden kann. Die Erwartung, dass das Baumwachstum mit steigender Seehöhe abnimmt, wurde jedoch nur für die Baumart Fichte erfüllt. Im Vergleich mit den beobachteten Daten aus ähnlichen Studien in den Alpen sowie anderen Modellevaluierungsstudien bezüglich Produktivität und Baumdimensionen ergab sich eine gute Modellperformance von iLand. Die Analysen auf der Landschaftsebene zeigten, dass iLand Sukzession und Klimaxgesellschaft realistisch über verschiedene Höhenstufen abbilden kann. Im Vergleich der simulierten "*equilibrium species composition* (ESC)" mit Informationen der Tiroler Waldtypisierung sowie mit fachkundigen Einschätzungen in der Literatur zeigten sich gute Übereinstimmungen.

Insgesamt resultiert die Evaluierung in einer zufriedenstellenden Leistung des Modells und unterstreicht die Anwendbarkeit von iLand im Untersuchungsgebiet. Mögliche zukünftige Anwendungen sind z. B. Szenario-Analysen zur Entwicklung von Bergwaldgesellschaften im Stubaital angesichts des Klimawandels sowie der Ableitung waldbaulicher Handlungsempfehlungen zur Bereitstellung vielfältiger Ökosystemleistungen.

Schlagwörter: Waldökosystem-Modellierung, Modellevaluierung, Simulationsmodell, iLand, Klimawandel, Ökosystemleistungen, Landschaftsmodellierung

Inhaltsverzeichnis

Abstract	I
Zusammenfassung	II
Inhaltsverzeichnis	III
1. Einleitung	1
2. Zielsetzung	4
3. Material und Methodik	7
3.1 Simulationsmodelle im Allgemeinen	7
3.1.1 Modellarten	7
3.1.2 Die Wichtigkeit von Simulationsmodellen	12
3.1.3 Modellevaluierung	13
3.2 iLand	16
3.3 Untersuchungsgebiet Stubaital	21
3.3.1 Geografische Lage und Charakteristik.....	21
3.3.2 Klima.....	23
3.3.3 Geologie und Boden	24
3.3.4 Wuchsgebiet und Waldgesellschaften	25
3.4 Initialisierungsdaten	27
3.4.1 Bestand	30
3.4.2 Boden	33
3.4.3 Klima.....	37
3.4.4 Management.....	39
3.5 Simulationsdesign und Datenanalyse	40
3.4.5 Pattern-Oriented Modeling	42
3.5.2 Statistische Auswertung	51
4. Ergebnisse	54
4.1 Modellevaluierung	54
4.1.1 Muster 1 „Baumwachstum“: Produktivität und Baumdimensionen.....	54
4.1.2 Muster 2 „Naturwaldentwicklung“: Potentiell natürliche Waldgesellschaften	71
5. Diskussion	87
5.1 Muster 1 „Baumwachstum“: Produktivität und Baumdimensionen	87
5.1.1 Realitätsnahe Abbildung des Baumwachstums (Hypothese 1).....	87
5.1.2 Sinkendes Baumwachstum mit zunehmender Meereshöhe (Hypothese 2)	92
5.2 Muster 2 „Naturwaldentwicklung“: Potentiell natürliche Waldgesellschaften	95
5.2.1 Erfassung der Sukzession anhand der PNV (Hypothese 3).....	95
5.3 Vergleichbare Evaluierungen iLands	98
6. Conclusio	102
7. Ausblick	104
8. Danksagung	108
9. Literaturverzeichnis	109
10. Abbildungsverzeichnis	125
11. Tabellenverzeichnis	129

12. Verzeichnis anderer Datenquellen	130
13. Abkürzungen und Formelles	131
14. Anhang.....	132
Anhang A: Bodendaten.....	132
Anhang B: Kartenwerk „Aktuelle Waldvegetation“	135
Anhang C: R-Code für die Zuteilung der Waldtypen	136
Anhang D: Simulationsergebnisse des Musters 1	142
Anhang E: Simulationsergebnisse des Musters 2	145

*“Trees are poems
The earth writes upon the sky.”*

- Khalil Gibran

1. Einleitung

Wälder erbringen viele verschiedene Funktionen. Sie ermöglichen eine nachhaltige Bereitstellung des Rohstoffes Holz und weiterer Nebenprodukte, sie schützen sowohl ihren Standort als auch menschliche Infrastruktur vor Naturgefahren, sie stellen Freizeit- und Erholungsraum zur Verfügung und versorgen die Bevölkerung mit hochwertigem Trinkwasser, sauberer Luft und positiven Auswirkungen auf das Klima. Zusätzlich wird der Erhalt der Biodiversität und der Lebensräume sichergestellt. All diese Leistungen und etliche mehr werden als Ökosystemleistungen (*ecosystem services*) bezeichnet und sind gerade derzeit in Anbetracht eines sich wandelnden Klimas in aller Munde. Da ein Großteil der Waldgebiete meist nicht nur eine dieser Leistungen erfüllen soll, sondern zugleich zwei, drei oder mehr, sollte den Wäldern ein besonderes Verantwortungsbewusstsein entgegengebracht werden. Vor allem im Hinblick auf ein sich veränderndes Klima ist eine angemessene Bewirtschaftung erstrebenswert, um die Multifunktionalität der Wälder auch langfristig zu erhalten (SEIDL et al. 2011, IRAUSCHEK et al. 2017). Gerade in Bergwaldsystemen mit starken topographischen Gradienten und dadurch erhöhtem Risiko von Erosion, Steinschlag, Lawinen etc. und der oft wirtschaftlichen Abhängigkeit der Bevölkerung vom Rohstoff Holz bzw. der Erholungsfunktion (Tourismus) sind die Ökosystemleistungen der Wälder unentbehrlich (HÄYHÄ et al. 2015, RAMMER et al. 2015, LEITINGER et al. 2018).

Neben dem Klimawandel zählt der Landnutzungswandel zum zweiten Haupttreiber enormer Veränderungen im Ökosystem Erde (THOM et al. 2017). In den Alpen sind dies vor allem das Auflassen von landwirtschaftlichen Flächen im Tal zu Gunsten neuer Siedlungen, Tourismusinfrastrukturen und des Verkehrsnetzes sowie die Verwaldung einstiger Almflächen (TAPPEINER et al. 2006, TASSER et al. 2007). Die Entwicklung der fortlaufenden Biodiversitätsverluste weltweit und die Auswirkungen auf die oben genannten Ökosystemleistungen sind ungewiss (THOM et al. 2017). Gerade die Alpen stellen einen wichtigen Lebensraum für zahlreiche Pflanzen- und Tierarten dar, bei welchen vor allem für endemische Arten große Verluste durch den Klimawandel vorhergesagt werden (DIRNBÖCK et al. 2011).

Die Ökosystemökologie steht vor bzw. befindet sich in Mitten einer Zeit mit großen Veränderungen und ständig wachsender Komplexität. Die Veränderung ist in den Alpen besonders deutlich spürbar. Seit dem späten 19. Jahrhundert hat sich der gesamte Alpenraum um ca. 2 ° C erwärmt, dies entspricht in etwa dem Doppelten des globalen Mittels bzw. des Mittels der nördlichen Hemisphäre (AUER et al. 2007, BRUNETTI et al. 2009). In der ersten Hälfte des 21. Jahrhunderts soll die Temperatur in den Alpen durchschnittlich um 0,25 ° C pro Jahrzehnt ansteigen, in der zweiten Hälfte soll sich der Vorgang beschleunigen. Am Ende des 21. Jahrhunderts wird somit ein Wert von ungefähr weiteren 3 ° C erreicht. Das Niederschlagsmuster scheint sich zu verschieben, hin zu geringeren Niederschlagsmengen im Sommer, vor allem im Süden der Alpen, und zu höheren Mengen im Winter. Eine Intensivierung der Niederschlags- und Temperaturextreme wird erwartet, und die Schneebedeckung unter 1.500 – 2.000 m Meereshöhe soll drastisch sinken. Zusätzlich ändern sich die relative Feuchtigkeit, die Windgeschwindigkeit, die Windmuster, die Globalstrahlung und andere Parameter in unterschiedlicher Art und unterschiedlichem Ausmaß je nach Gebiet, Höhenlage etc., was wiederum unterschiedliche Veränderungen des Lokalklimas bedeuten. Eng damit verbunden sind Veränderungen im Auftreten von Trockenperioden, Überflutungen und anderen Naturgefahren (GOBIET et al. 2014).

Es stellt sich die Frage, inwieweit sich die Veränderungen des Klimas, aber auch des Landnutzungswandels auf die Entwicklung der komplexen Bergwaldsysteme und deren Ökosystemleistungen auswirken, ob mit einer Beeinträchtigung oder gar einer positiven Wirkung zu rechnen ist (LINDNER et al. 2010, MAROSCHEK et al. 2015). Mehrere Studien weisen darauf hin, dass die negativen Auswirkungen des Klimawandels auf die Bergwälder in den Alpen erst ungefähr ab 2050 gravierend werden (SEIDL et al. 2011, ELKIN et al. 2013, MAROSCHEK et al. 2015). Zu den möglichen Vorteilen werden etwa verstärkter Zuwachs des

Volumens durch die höheren Temperaturen, die verlängerte Vegetationszeit, die höheren CO₂- und N-Konzentrationen in der Atmosphäre und ein breiteres Baumartenportfolio auch in höheren Lagen gezählt (ROGORA et al. 2018). Diese werden in den meisten Studien jedoch von begrenzenden Einflussfaktoren übertroffen. Dazu zählen Wachstumseinbußen durch Trockenperioden, verstärkt auftretende biotische und abiotische Kalamitäten wie Windwürfe, Feuer, Pilz- und Insektenbefall (SEIDL et al. 2008, LINDROTH et al. 2009, LINDNER et al. 2010, MAROSCHEK et al. 2015, SEIDL et al. 2017, SEIDL et al. 2018), eine Verschiebung der Konkurrenzverhältnisse zwischen den Baumarten (LEXER und SEIDL 2011) etc. Dadurch wiederum fallen Bäume aus, es bilden sich Lücken, und der natürliche Schutz vor Steinschlag, Lawinen und Muren geht verloren (MAROSCHEK et al. 2015). Außerdem haben Bergwaldsysteme aufgrund ihrer langen Umtriebszeiten Schwierigkeiten, sich schnell genug an die klimatischen Veränderungen anzupassen (LINDNER et al. 2010).

Viele Faktoren, Zusammenhänge und vor allem Wechselwirkungen im Aufeinandertreffen der Waldgesellschaften, der Ökosystemleistungen und des Klimawandels sind noch ungewiss. Gerade deshalb ist intensive Forschung auf diesem Gebiet von großer Bedeutung. Nur so entsteht die Möglichkeit, angemessen und rechtzeitig reagieren zu können. Wie mehrere Studien zeigen, können die negativen Folgen durch adaptive Waldbaustrategien um einiges abgeschwächt werden. Vor allem die Änderung der Waldstruktur und -zusammensetzung kann die Resilienz der Wälder erhöhen (SEIDL et al. 2011, MAROSCHEK et al. 2015, SEIDL et al. 2017, 2018).

Um diese Forschungen zu ermöglichen, sind dynamische Simulationsmodelle essenziell. Sie sind in der Lage diese neuen Zielsetzungen und Herausforderungen in der Ökologie zu bewältigen, obwohl jene ständig an Komplexität dazugewinnt (SEIDL 2017). Modelle helfen vor allem, die Natur als komplexes System mit all seinen Vorgängen und Wechselwirkungen zu verstehen und dadurch ein angemessenes, nachhaltiges Umweltressourcenmanagement zu schaffen (KIMMINS 2008, VACCHIANO et al. 2012). Mittlerweile gibt es eine Vielzahl an verschiedenen Modellen, welche sowohl in der Wissenschaft als auch in der Praxis je nach Anwendungsbereich, Zielen des Nutzenden etc. eingesetzt werden (siehe Kapitel 3.1). Zugleich wird immer weiter an Verbesserungen und neuen Modellen geforscht, welche die natürlichen Prozesse noch genauer nachbilden, höhere Prozessgenauigkeit mit der Nachbildung von weitflächigen Landschaften verknüpfen, die natürliche Verjüngungsdynamik sowie Störungen miteinbeziehen, Prozesse im Boden nachahmen (Auflage und Mineralboden), die Bewirtschaftung durch Agenten-basierte Submodelle ermöglichen und dadurch die Lücke zwischen der Modellierung forstlicher Ökosysteme und der Realität schließen (LIU et al. 2007, SEIDL et al. 2012a, COLLALTI et al. 2014, DE BRUIJN et al. 2014, SEIDL und RAMMER 2015).

Diese Verbesserungen und Neuerungen sind fundamental für die Simulation komplexer Lebensräume. Gerade durch das spezielle Klimasystem (CARRER et al. 2007) und die hohe Vielfalt an Lebensräumen in den Alpen gestaltet sich die Erstellung zuverlässiger Szenarien für den Alpenraum als relativ schwer. Es ist eine Herausforderung für die Simulationsmodelle diese Lebensräume so darzustellen, dass es in den Projektionen zu so wenig Unsicherheiten wie möglich kommt (GOBIET et al. 2014). Unzuverlässige Vorhersagen könnten zu suboptimalen Entscheidungen der Nutzenden führen, weshalb die Modelle einer effektiven Evaluierung unterzogen werden müssen. Durch eine Evaluierung können die diversen Modelle in der wissenschaftlichen und betrieblichen Praxis angewandt werden, die Limitierungen des Modells werden aufgedeckt, die Glaubwürdigkeit und das Vertrauen der Nutzenden werden gestärkt. Dabei sollte es sich jedoch um ein fortlaufendes Prozedere handeln, welches, während des Modelldesigns beginnt, und solange das Modell in Verwendung steht, andauert. Die Evaluierung kann nicht garantieren, dass ein Modell im Anschluss „korrekt“ ist, aber sie kann dazu beitragen, dass Schlussfolgerungen des Modells falsifiziert werden können (SOARES et al. 1995, VANCLAY und SKOVSGAARD 1997). In der Vergangenheit wurde und wird der Aspekt der ausreichenden Evaluierung der diversen Modelle immer noch vielfach stark vernachlässigt (SEIDL 2004, VACCHIANO et al. 2012).

In der vorliegenden These wird das Agenten- und Individuenbasierte Waldlandschaftsmodell iLand für seine Anwendung in späteren Studien für das Projektgebiet initialisiert und evaluiert. Das Gebiet umfasst in diesem Falle das Stubaital (Tirol) in den österreichischen Alpen. Für die Initialisierung ist ein großer Datensatz notwendig: iLand benötigt Bestandes-, Boden-, Klima- und Managementdaten. Wichtig ist dabei, dass vor der praktischen Anwendung des Simulationsmodells eine angemessene Evaluierung durchgeführt wird. Sie soll sicherstellen, dass iLand die Bergwälder des Stubaitales möglichst naturgetreu nachbildet.

2. Zielsetzung

In einem ersten Schritt wird der derzeitige Stand des Wissens im Bereich der Ökosystemmodellierung und Modellevaluierung beleuchtet und zusammengefasst. Dieser Teil der Arbeit dient zum grundlegenden Verständnis der Hauptzielsetzungen.

Ein Ziel der vorliegenden Arbeit besteht darin, einen Teil der notwendigen Daten für die Initialisierung des Agenten- und Individuenbasierten Waldlandschaftsmodells iLand für die Bergwälder des Stubaitales zu generieren. Die angemessene Initialisierung einer Landschaft ist besonders wichtig, da sie die davon ausgehenden Walddynamiken maßgeblich beeinflusst (LUO et al. 2011). Aufbauend auf meine Arbeit werden Forschungsarbeiten zur Entwicklung der Wälder unter verschiedenen Klimawandelszenarien durchgeführt. Dadurch kann erforscht werden, inwiefern sich jene Veränderungen auf diverse Ökosystemleistungen auswirken könnten und wie darauf rechtzeitig unterstützend oder vorbeugend reagiert werden kann.

Neben der allgemeinen Notwendigkeit, ein Simulationsmodell vor seiner Anwendung in einem Gebiet, für das es nicht kalibriert wurde, ausreichend genau zu testen (SCHMID et al. 2006), ist eine Modellevaluierung vor allem unter sich änderndem Klima und somit unter sich kontinuierlich verändernden Umweltbedingungen essentiell. Damit folgt als zweite Zielsetzung die Durchführung einer Modellevaluierung bezüglich der Genauigkeit und der Allgemeingültigkeit von iLand im Stubaital. Der Begriff „Allgemeingültigkeit“ bezieht sich in diesem Fall auf die Situationen und Systeme, für die das Modell angewandt werden kann. Das Waldlandschaftsmodell soll in der Lage sein, die Bandbreite an unterschiedlichen ökologischen Bedingungen (Standort, Bestand) und Zielvariablen (Baumartenzusammensetzung, Bestandesstruktur, Ertrag) möglichst realitätsgetreu abbilden zu können (BATTAGLIA und SANDS 1998). Für die Evaluierung werden die Methoden des Vergleichs mit unabhängigen empirischen Daten und des „*Pattern-Oriented Modeling*“ nach GRIMM et al. (2005) kombiniert. Dazu wird das Modell drei Tests unterzogen: (i) einem Produktivitätstest, (ii) einem Test über die Baumdimensionen (Muster 1) und (iii) einem Test über die potentiell natürliche Vegetation (PNV) im Untersuchungsgebiet (Muster 2). Bei dem Produktivitätstest geht es darum, die simulierten Ertragsklassen mit den Ertragsklassen aus den Ertragstafeln (Referenzwerte) zu vergleichen und anhand derer festzustellen, ob iLand in der Lage ist, die Bergwälder des Stubaitals realitätsgetreu abzubilden. Bei dem Test über die Baumdimensionen werden die simulierten Baumhöhen und Brusthöhendurchmesser mit den Baumdimensionen aus den Ertragstafeln verglichen. Zusätzlich werden noch weitere Parameter wie die Gesamtwuchsleistung, der Vorrat, der durchschnittliche Zuwachs und die Grundfläche der Testbestände analysiert. Bei den PNV-Tests werden die simulierten Waldgesellschaften anhand ihrer Baumartenzusammensetzung und ihrer räumlichen Verteilung in der Landschaft analysiert und sowohl mit der PNV nach KILIAN et al. (1994) als auch mit der Waldtypisierung Tirols verglichen. Damit soll überprüft werden, ob iLand Langzeit-Konkurrenzbeziehungen zwischen den Baumarten auf Landschaftsebene erfassen und somit die natürliche Sukzession nachbilden kann.

Von dem übergeordneten Ziel der Modellevaluierung lassen sich drei Fragestellungen ableiten. Deren Hypothesen gilt es im Laufe der vorliegenden Arbeit, anhand graphischer und statistischer Analysen, zu überprüfen.

Fragestellung 1: Ist iLand in der Lage **a)** die Baumdimensionen und **b)** die Produktivität der Bergwälder im Stubaital für die Baumarten Fichte, Lärche und Zirbe realitätsgetreu abzubilden?

Hypothese: Es wird die Hypothese vertreten, dass iLand in der Lage ist, sowohl die Baumdimensionen (hpts. Mittelhöhen und Mittendurchmesser), als auch die Produktivität (hpts. Ertragsklassen) der untersuchten Gebirgswälder realitätsgetreu nachzubilden. Es wird nicht davon ausgegangen, dass zwischen den simulierten Werten und den Referenzwerten aus den Ertragstafeln kein Unterschied besteht, das wäre bereits a priori falsch (WHITE et al.

2013). Jedoch wird angenommen, dass der Unterschied zwischen den Werten gering ist und im Rahmen der Ergebnisse von vergleichbaren Studien zur Modellevaluierung liegt. Jene Annahme beruht auf der ansehnlichen Zahl an Studien zur Evaluierung des Waldlandschaftsmodells iLand unter möglichst unterschiedlichen klimatischen Bedingungen. Dazu zählen Evaluierungen für Nordamerika (SEIDL et al. 2012a, 2014b) und für temperierte Waldgesellschaften in Europa, teilweise auch für höher gelegene Waldökosysteme (SEIDL et al. 2014a, SILVA PEDRO et al. 2015, ALBRICH 2016, THOM et al. 2017, DOBOR et al. 2018). Trotzdem ist es von Vorteil, ein Modell so oft wie möglich zu evaluieren, denn nur Daten, welche an unterschiedlichen Standorten, in unterschiedlichen Zeiträumen, durch unterschiedliche Erheber gesammelt oder aufgenommen wurden und unterschiedliche waldbauliche Behandlungsmethoden aufweisen, sind in der Lage, überzeugende Tests zur Verfügung zu stellen (VANCLAY und SKOVGAARD 1997). Außerdem impliziert Modellevaluierung, dass ein Modell einen gewissen Performancestandard unter genau festgelegten Bedingungen entspricht. Ändern sich diese Bedingungen, muss das Modell revalidiert werden. Das bedeutet jedoch nicht, dass es für die vorherigen Bedingungen nicht mehr geeignet ist, vielmehr erweitert sich das Anwendungsspektrum des Modells. Zusätzlich wird auf diese Weise die Glaubwürdigkeit eines Modells erhöht (RYKIEL 1996). Modelle stellen eine Funktion des Wissensstandes und der Daten des Zeitpunktes der Modellentwicklung dar und sollten aufgrund der rasanten technologischen und fachlichen Fortschritte im Bereich der Ökosystemmodellierung im Licht neuen Wissens und neuer Daten periodisch evaluiert werden (PRISLEY und MORTIMER 2004). Auf diese Weise können Limitierungen des Modells aufgedeckt werden. Mit jeder Parameteranpassung wird das Modell verbessert und die Unsicherheiten in den Projektionen werden verringert.

Fragestellung 2: Welchen Einfluss hat die Seehöhe auf **a)** die simulierten Parameter der untersuchten Baumarten und **b)** die entsprechenden Parameter aus den Ertragstafeln?

Hypothese: Es besteht die Annahme, dass die drei Baumarten ähnlich auf eine sich ändernde Seehöhe reagieren. Es wird erwartet, dass sowohl die Referenzwerte aus den Ertragstafeln (ET) als auch die simulierten Werte für Mittendurchmesser, Mittelhöhe, und damit auch Vorrat, Grundfläche, Gesamtwuchsleistung und Bonität der Fichten, Lärchen und Zirben mit steigender Seehöhe sinken. Diese Annahme beruht auf den Ergebnissen unterschiedlicher Studien, welche beispielsweise bestätigen, dass Fichtenhöhen in den Bayerischen Alpen (KLEMMT, EWALD 2012) und auch die Jahrringbreite und Spätholzbreite der Fichten in Tirol mit steigender Seehöhe abnehmen (VOSPERNIK et al. 2014). HOLZER (1967) fasst ebenfalls zusammen, dass das Ausmaß des Höhen- und Dickenwachstums von Lärchen und Fichten mit steigender Höhenlage nachlässt. Die Gründe dafür liegen vor allem in den kürzeren Vegetationsperioden (HOLZER 1967), der Temperatur und dem Strahlungsangebot als limitierende Faktoren (TRANQUILLINI 1979, DITTMAR und ELLING 1999, OBERHUBER und KOFLER 2003) und der Topografie, sprich der Exposition und Hangneigung, da jene die Sonneneinstrahlung und die Schneeakkumulation beeinflussen (VOSPERNIK et al. 2014). In den tieferen sowie in den südexponierten Lagen ist vor allem der Niederschlag der limitierende Faktor und auf nordexponierten Standorten und in höheren Lagen die Lufttemperatur (MÄKINEN et al. 2002). Auch das Wachstum der Zirbe ist laut CARRER et al. (2007) hauptsächlich von klimatischen Faktoren, wie der Temperatur des Winters, Frühjahrs, Sommers und deren Auswirkungen auf die Vegetationsperiode abhängig. OBERHUBER und KOFLER (2003) stellten ebenfalls eine enge Beziehung der Zirbe zur Temperatur fest. Die Wuchshöhen von Zirbe und Fichte in Tirol und der Schweiz sinken kontinuierlich mit zunehmender Seehöhe. Die Mittendurchmesser der Bäume sind aber weniger von der Höhenlage, sondern stärker vom herrschenden Klima abhängig, so PAULSEN et al. (2000). Damit wird angenommen, dass auch das Zirbenwachstum und deren Produktivität im Stubaital mit zunehmender Höhe tendenziell sinken, aber zwischen den Parametern unterschiedlich starke Reaktionen auf die Seehöhe auftreten können.

Fragestellung 3: Ist iLand in der Lage die potentiell natürliche Vegetation (PNV) des Stubaitales nachzubilden?

Hypothese: Es besteht die Annahme, dass iLand in der Lage ist, die potentiell natürlichen Waldgesellschaften des Stubaitales nachzubilden, da das Modell bereits durch THOM et al. (2017) mithilfe der PNV für Simulationen des Nationalparks Kalkalpen in Österreich evaluiert wurde und dabei zufriedenstellende Ergebnisse geliefert hat. Die PNV wird anhand des Paradigmas der sog. „*Equilibrium species composition* (ESC)“ ermittelt, übersetzt „Die Zusammensetzung der Arten im Equilibrium“. Die ESC beschreibt jene Baumartenkonstellation, welche sich nach einem langen, ungestörten Entwicklungszeitraum des Waldes bildet. Es wird angenommen, dass sich diese Waldgesellschaft irgendwann nicht mehr ändert und in ihrer Zusammensetzung immerwährend fortbesteht (SEIDL 2004). Das Konzept der ESC wird in mehreren Studien für die Langzeitevaluierung von Simulationsmodellen auf Landschaftsebene verwendet, da die Möglichkeiten ansonsten recht begrenzt sind (BUGMANN 2001, SEIDL et al. 2005, SILVA PEDRO et al. 2015). Für die Modellierung der ESC wird die Simulation auf der gesamten Landschaft von nacktem Boden aus gestartet und der Wald 1.500 Jahre lang unter aktuellem Klima und ohne Management simuliert. Die Ergebnisse werden mit den von KILIAN et al. (1994) zur Verfügung gestellten Erkenntnissen über die potentiell natürliche Waldvegetation des Wuchsgebietes 1.2 sowie mit den Waldtypen laut der Waldtypisierung Tirols verglichen. Es wird angenommen, dass die errechneten Ergebnisse im Bereich der Sukzession (PNV) mit den für diese Region typischen Sukzessionsabfolgen konsistent sind. Das Initialstadium wird demzufolge durch Bestände mit Lärche, Grünerle, Birke und Zitterpappel charakterisiert, welche im Anschluss je nach Höhenstufe in ihre von KILIAN et al. (1994) beschriebene Klimaxgesellschaft übergehen. Im montanen Bereich dominieren hierbei vor allem Fichtenwälder mit Lärche (Leitgesellschaft), lokal mit Beteiligung der Tanne (*Luzulo nemorosae-Piceetum*, *Oxalido-Piceetum*, *Calamagrostio variaae-Piceetum*), Weißkiefernwälder an flachgründigen, sonnigen Standorten und Grauerlenbestände oder Bergahorn-Bergulmen-Eschenwälder an feuchten Hängen. Lärchenwälder treten montan bis subalpin auf. Subalpin stocken weiters tiefsubalpine Fichtenbestände mit höherem Lärchenanteil und Zirbe, im Speziellen *Larici-Piceetum* über Silikat und *Adenostylo glabrae-Piceetum* über Karbonat. Hochsubalpin dominieren Lärchen-Zirbenwälder (*Larici-Pinetum cembrae*) über Silikat und Latschengebüsche über Karbonat. Hochsubalpine Grünerlengebüsche bedecken feuchte, schneereiche Standorte. Örtlich reichen die Latschengebüsche bis in die montane Stufe hinunter (z. B. Schuttriesen, Lawinenzüge) (KILIAN et al. 1994).

Mit Hilfe dieses Tests soll gezeigt werden, dass iLand fähig ist, die natürliche Sukzessionsabfolge und damit die Konkurrenzbeziehungen zwischen den Baumarten auch langfristig zu erfassen und realitätsgetreu wiederzugeben.

Im Zuge der Arbeit wurden zunächst gemeinsam mit Katharina Albrich mit Hilfe der Waldtypisierung die wichtigsten Waldtypen für die Gemeinden Fulpmes und Neustift im Stubaital ermittelt. Jene dienen als Grundlage für die Datenaufbereitung und damit der Modellevaluierung. Anschließend wurden die erforderlichen Daten über den Boden, den Bestand, das Management und das Klima erarbeitet. Es wurde getestet, ob das Individuen- und Agentenbasierte Waldlandschaftsmodell iLand in der Lage ist, die Bergwaldbestände realitätsgetreu abzubilden. Dazu wurden vor allem die simulierten Werte mit den Referenzwerten (ET) für Ertragsklasse, Baumhöhe und Brusthöhendurchmesser verglichen sowie die simulierten Waldgesellschaften mit den potentiell natürlich vorkommenden Gesellschaften.

Nach Abschluss der Evaluierung wurden die Ergebnisse verglichen und besprochen. Nach einer positiv verlaufenen Evaluierung ist der Grundstein für nachfolgende Szenario-Simulationen gelegt. Mit deren Hilfe kann in Folge abgeschätzt werden, wie sich die Bestände in Zukunft entwickeln könnten. Davon ausgehend können wiederum waldbauliche Empfehlungen entwickelt werden, um die Bestände optimal an zukünftige Herausforderungen anzupassen und das Bestehen wichtiger Ökosystemleistungen des Waldes auch in Zukunft für die Bevölkerung der Alpen zu sichern.

3. Material und Methodik

Zum besseren Verständnis wird zunächst auf die verschiedenen Modellarten, deren Wichtigkeit und die Grundsätze der Modellevaluierung eingegangen. Daraufhin wird das hier verwendete Modell iLand und das Untersuchungsgebiet Stubaital vorgestellt. Im Anschluss erfolgt die Beschreibung der genauen Vorgangsweise der Datenaufbereitung und der Evaluierung des Modells.

Im Zuge dieser Arbeit wurde mit Katharina Albrich zusammengearbeitet, welche im Rahmen ihres laufenden Doktoratsstudiums das Simulationsmodell iLand für Szenarioanalysen im Stubaital verwendet.

Die untersuchten Datengrundlagen wurden von den Betreuenden (Institut für Waldbau, Universität für Bodenkultur) zur Verfügung gestellt. Die Forstinventurdaten stammen von der Landesforstdirektion Tirol.

Für die digitale Literaturrecherche wurden die frei zugänglichen wissenschaftlichen Suchplattformen Google Scholar, Scopus und die Plattform zur Literatursuche „BOKU:LITsearch“ der Universitätsbibliothek zu Hilfe genommen. Für generelle Inputs wurde auch auf die Suchmaschinen Google und Ecosia zurückgegriffen. Neben der digitalen Recherche erfolgte ein Teil der Literatursuche in der Bibliothek der Universität für Bodenkultur Wien, wovon auch der Großteil der verwendeten Bücher entliehen wurde.

3.1 Simulationsmodelle im Allgemeinen

Im Allgemeinen stellen Modelle eine Abstraktion der Realität dar (SOARES et al. 1995), sprich sie bilden die Realität simplifiziert ab und haben zwei große Aufgaben. Einerseits zeigen Modelle, wie sich ein System unter verschiedenen Einflüssen in der Zukunft entwickeln kann und andererseits geben sie die Möglichkeit, das Verständnis über ein System und dessen Prozesse zu vergrößern. In den verschiedenen Bereichen der Wissenschaft gibt es viele unterschiedliche Arten von Modellen. Im Zusammenhang mit dieser Arbeit wird stets von Modellen der Walddynamik gesprochen. Mithilfe von Klimaszenario-Analysen wird versucht, plausible Möglichkeiten zu generieren, wie sich das gegebene Waldökosystem entwickeln könnte. Es muss jedoch stets bedacht werden, dass die Szenarien nur unter den angenommenen Bedingungen so passieren können und dass nicht genau vorhergesagt werden kann, wie sich das Klima verändern wird. Zusätzlich ist jene Veränderung eng an die Verhaltensweise des Menschen geknüpft, an dessen Bewirtschaftung, an dessen Tun. Auf diese Weise ist, durch die dynamischen Entwicklungen in der Gesellschaft, der Forstwirtschaft und in der Wirtschaft im Allgemeinen, stets eine nicht kalkulierbare Unsicherheit vorhanden (PRETZSCH et al. 2008). Außerdem muss zwischen den Vorhersagen eines Modells und den vorher getroffenen Hypothesen unterschieden werden. Es muss nicht das Modell falsch sein, sondern es können auch die Erwartungen unschlüssig sein (VANCLAY und SKOVSGAARD 1997).

3.1.1 Modellarten

In der Geschichte der Waldmodelle gab es keine sich stets verbessernden Modelle, welche die vorhergehenden Schlechteren ersetzen. Stattdessen wurden verschiedene Modelltypen mit unterschiedlichen Zielsetzungen und Konzepten simultan entwickelt. Begonnen wurde mit den Ertragstafeln für große Gebiete als Planungs- und Schätzungsgrundlage, welche zu Wachstumssimulatoren weiterentwickelt wurden, um die Bestandesentwicklung unter verschiedenen Managementarten zu analysieren. In den 1960ern gab es den neuen Trend der ökophysiologischen Modelle, welche einen Einblick in die komplexen Zusammenhänge zwischen Waldwachstum und verschiedenen Umweltbedingungen erlaubten. Später wurden die nachhaltige Waldbewirtschaftung und der Aspekt der Kohlenstoffspeicherung miteinbezogen, und verschiedene Modelle wurden miteinander kombiniert. Mit steigender

Innovation im technischen Bereich (Hard- und Software) wurde begonnen, physiologische Modelle auf Landschaftsebene anzuwenden. Dieser Ansatz wird derzeit ständig verbessert (PRETZSCH et al. 2008). Für eine detaillierte Betrachtung der geschichtlichen Entwicklung des Modellierens von Walddynamiken empfiehlt sich die aktuelle Publikation „*The past and future of modeling forest dynamics: from growth and yield curves to forest landscape models*“ von SHIFLEY et al. (2017) und die etwas ältere Arbeit von TAYLOR et al. (2009).

Es gibt mehrere Möglichkeiten, ökologische Modelle einzuteilen (PENG 2000, PORTÉ und BARTELINK 2002, GERTSEV und GERTSEVA 2004, TAYLOR et al. 2009, FONTES et al. 2010, JØRGENSEN 2016). Grundsätzlich gibt es jedoch zwei große Arten von Modellen, statistische bzw. empirische Modelle und mechanistische bzw. prozessbasierte Modelle (Abb. 1). Je nach Verfügbarkeit der Daten, Level an Detailliertheit und Genauigkeit der jeweiligen Managementsituation oder wissenschaftlichen Fragestellung, wird eine Modellart ausgewählt (TAYLOR et al. 2009).

Empirische Modelle basieren auf beobachteten Zusammenhängen zwischen physiologischen Prozessen und dem früheren oder derzeitigen Klima. Sie berücksichtigen dahinterstehende biologische Mechanismen sowie die Veränderung der Umwelt durch den Menschen nicht (CONSTABLE, FRIEND 2000). Empirische Modelle versuchen, die statistischen Zusammenhänge von Daten zu beschreiben, sind jedoch im Hinblick auf die innere Struktur, Regeln oder Verhalten des Systems oder Objekts limitiert (KORZUKHIN et al. 1996). Beispiele für empirische Modelle wären einfache forstliche Ertragstafeln (z. B. MARSCHALL 1992) oder die Modelle MOSES (HASENAUER 1994), PROGNAUS (STERBA et al. 1995), NE-TWIGS (YAUSSY 2000) etc. Ihre Stärke ist es, trotz einer vergleichsweise geringen Menge an Input-Daten, das Waldwachstum innerhalb kurzer Zeiträume sehr genau vorherzusagen zu können. Dies gilt nur, solange sich die Wachstumsbedingungen und das Management nicht signifikant verändern (PENG 2000, FONTES et al. 2010). Außerdem sind deren Outputs im Vergleich zu anderen Modelltypen meist einfacher zu interpretieren (TAYLOR et al. 2009). Für die vorliegende Arbeit sind statistische Modelle ungeeignet, da wir uns aus der Klimahülle der Vergangenheit heraus bewegen, und sich das Klima und damit auch die Wuchsbedingungen in Zukunft, vor allem langfristig gesehen, verändern werden. Dadurch könnte sich in Folge auch die Bewirtschaftungsstrategie verändern und es gäbe eine völlig neue Kombination von Einflüssen. Empirische Modelle sind somit nicht geeignet, Auswirkungen des Klimawandels zu analysieren (PENG 2000). Genau für solche Probleme sind prozessbasierte Modelle entwickelt worden.

JIN et al. (2016) beschreiben die genaue Einteilung der verschiedenen prozessbasierten Modelle. Beispiele dieses Modelltyps sind die Modelle 4C (LASCH et al. 2005), ANAFORE (DECKMYN et al. 2008), 3D-CMCC-FEM (COLLALTI et al. 2014) etc. Sie versuchen physiologische Prozesse, wie beispielsweise Wachstum, Fortpflanzung, Verbreitung, Mortalität etc. auf die darunter liegenden Prozesse herunterzubrechen, denn jene funktionieren nahezu immer und überall gleich („*mechanism constancy*“). In Folge können dadurch die Reaktionen der Individuen auf das jeweilige Klima auch unter sich verändernden Bedingungen nachgebildet werden. Empirische Modelle hingegen sind an keine spezifischen Mechanismen gebunden, somit müssen die Modellparameter bei neuen Bedingungen oder Objekten konstant bleiben („*parameter constancy*“). Prozessbasierte Modelle sind meist sehr aufwändig und benötigen eine Vielzahl an Input-Daten. Je realistischer ein System abgebildet werden soll, desto schwieriger ist die Parametrisierung der einzelnen Prozesse und desto größer sind die Unsicherheiten. Aus diesem Grund sind prozessbasierte Modelle häufig nur auf kleiner räumlicher Skala realisierbar (KORZUKHIN et al. 1996, FONTES et al. 2011, GARCIA et al. 2014). Durch die große erforderliche Datenmenge, die komplexe Kalibrierung und Validierung haben nur wenige von ihnen Forschungslabore verlassen. Physiologisch sattelfeste Ansätze bergen jedoch großes Potential in Anbetracht der sich schnell verändernden Umwelt, da sie viel flexibler als empirische Ansätze sind (SEIDL 2004).

Durch die diversen Vor- und Nachteile der beiden Ansätze wurde rasch erkannt, dass Modelle kombiniert werden können, um ihre Fähigkeiten zu erhöhen und um Mängel aufzuheben.

Solche kombinierten Modelle werden Hybriden genannt. Sie verknüpfen funktionelle und strukturelle Aspekte des Modellierens (SEIDL et al. 2012a). Empirische Modelle weisen eine höhere statistische Genauigkeit auf und prozessbasierte Modelle höhere Flexibilität und Generalität, wodurch ihre Stärke bei Vorhersagen liegt (LANDSBERG 2003, PRETZSCH et al. 2008). Hybride eignen sich aufgrund ihrer hohen Flexibilität gut für das Planen von Szenarien, sie repräsentieren Ökosystemprozesse in gesteigerter Qualität, können mehrere Sozial- und Umweltfaktoren zugleich bearbeiten und ihre geringere Gebundenheit an standortspezifische Bedingungen ermöglicht es, sie schnell und einfach an sich ändernde Bewirtschaftungs- oder Umweltbedingungen anzupassen und zu parametrisieren. Außerdem sind sie in der Lage, eine weite Bandbreite an natürlichen und menschlichen Einflüssen auf die Sukzession darzustellen, da sie Ökosystemdynamiken deskriptiver darstellen und weniger von beobachteten Daten abhängig sind (TAYLOR et al. 2009). Ein Nachteil jener Modellart ist die höhere Menge an Daten, welche für das Initialisieren, Betätigen und Interpretieren benötigt wird. Ein Weiterer ist deren Annahme, dass sowohl die dem Modell zugrunde liegenden Prozesse als auch die von ihm simulierten Prozesse angemessen verstanden werden (TAYLOR et al. 2009).

Eine ganze Gruppe von Modellen, welche als eine der ersten Hybriden zwischen empirischen und mechanistischen Modellen angesehen wird, nennt sich die Gruppe der „*gap models*“ (Abb. 1). Sie wurden dazu entwickelt, die Reaktionen der Vegetation oder einfacher Biome auf den Klimawandel zu analysieren (PENG 2000). Der Ursprung dieser Familie ist das Modell JABOWA (BOTKIN et al. 1972), die „*gap models*“ basieren auf Einzelbäumen und sind in der Lage, die Sukzessionsphasen des Waldes zu simulieren. Die Waldflächen werden in einzelne, kleine Flächen aufgeteilt, wobei diese unterschiedliche Alter und Sukzessionsstadien aufweisen können. Dadurch wurde es erstmals möglich, Baumarten- und Altersklassenmischungen zu simulieren. Die einzelnen Flächen interagieren nicht miteinander (BUGMANN 2001). Im Laufe der Zeit wurde die „*Gap model*“-Familie aber immer wieder bezüglich ihrer mangelhaften physiologischen Fundierung und Ungenauigkeit in den Wachstumsvorhersagen kritisiert (LOEHLE und LEBLANC 1996, PENG 2000, YAUSSY 2000, BUGMANN 2001, REYNOLDS et al. 2001). Aus diesem Grund wurden Gap-Modelle häufig weiterentwickelt oder mit anderen Modelltypen hybridisiert z. B. PICUS v1.3 (SEIDL 2004), FORMIND (FISCHER et al. 2016), UVAFME (FOSTER et al. 2017). Zudem weisen RASCHE et al. (2011) darauf hin, dass vielen Gap-Modellen ein detailliert beschriebenes und nachvollziehbares Management-Submodell fehlt. Da jedoch der Großteil unserer Wälder bewirtschaftet wird, müssen sie häufig als Entscheidungsfindungstools ausgeschlossen werden.

Die Stärken und Schwächen der genannten Modelltypen variieren stark, und alle werden vermutlich trotz der Mängel in Gebrauch bleiben. Der Trade-off „So wenig Input-Daten für Kalibrierung und Simulationszwecke wie nötig, so viel Output-Varietät wie möglich“ wird die Weiter- und Neuentwicklung von Modellen stets vorantreiben (FONTES et al. 2010). Dadurch, dass die erwarteten Klimaänderungen eine Vielzahl von verschiedenen Prozessen auf unterschiedlichen Ebenen beeinflussen werden, wird es nötig sein, die Auswirkungen auf Waldökosysteme und deren Resilienz zu erforschen. Erreicht werden kann dies jedoch nur durch eine integrative Perspektive auf verschiedenen Ebenen (LINDNER et al. 2012, SEIDL et al. 2012a). Hybride sind sicherlich ein guter Kompromiss, müssen aber unbedingt genügend evaluiert und in der Praxis getestet werden (FONTES et al. 2010). Mittlerweile gibt es eine Vielzahl von Hybriden zwischen verschiedensten Modellarten und wissenschaftlichen Disziplinen (BATTAGLIA et al. 1999, PENG et al. 2002, ROBINSON und EK 2003, SEIDL et al. 2005, WATERWORTH et al. 2007, SEELY et al. 2015). Neben der Verwendung von Hybriden, weisen FONTES et al. (2010) auf weitere Möglichkeiten hin, empirische Modelle auch bei sich verändernder Umwelt weiterhin zu nutzen. Sie nennen als mögliche Ansätze dazu den „*dynamic state-space*“-Ansatz, den „*productivity-environment relationships for growth and yield models*“-Ansatz und die Kombination von empirischen Modellen mit Prozessbasierten im „*signal-transfer modeling*“-Ansatz.

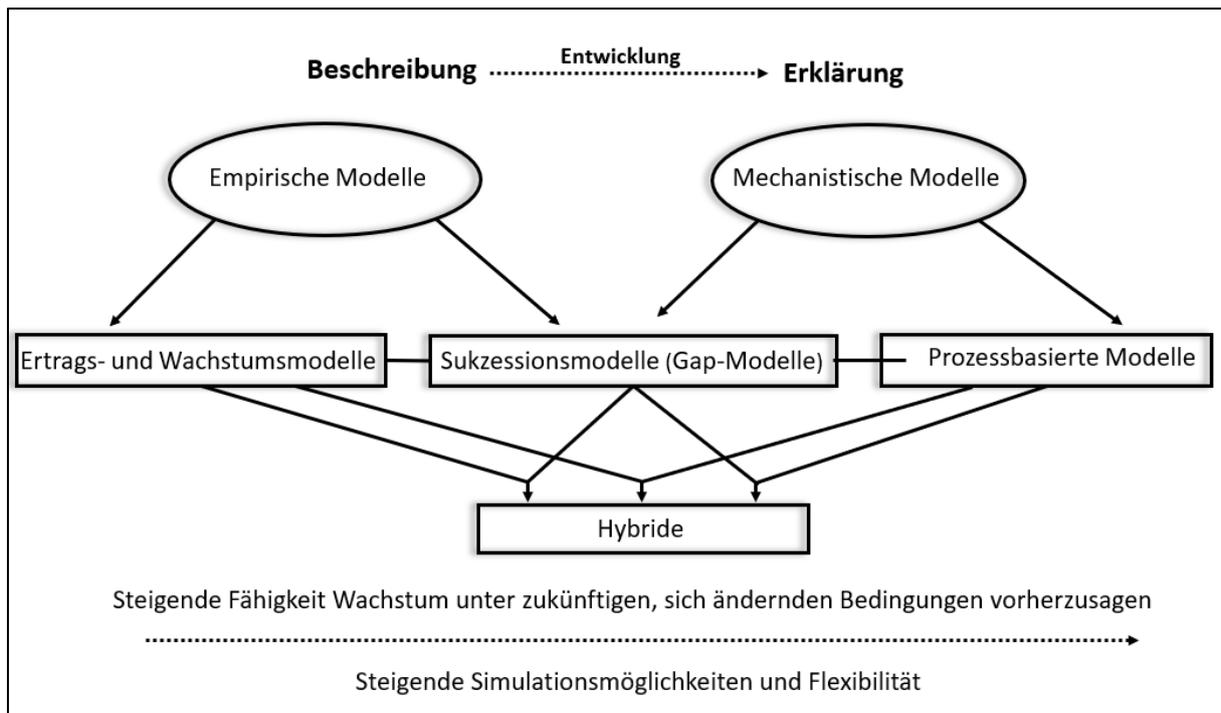


Abbildung 1: Einteilung der forstlichen Simulationsmodelle mit einigen Eigenschaften. Empirische Modelle beschreiben den Zusammenhang zwischen den beobachteten Daten und den wachstumsbestimmenden Variablen mit einer mathematischen Funktion oder Kurve. Mechanistische Modelle erklären die verschiedenen Prozesse, auf denen das Modell aufbaut (Quelle: Abbildung verändert nach PENG 2000, S. 486).

Um räumliche und strukturelle Aspekte zu verbinden, behelfen sich Forschende mit modularen Designs, wie es beispielsweise SCHELLER et al. (2007) zeigen. Auch die fortschreitende Computertechnik in den Bereichen Arbeitsleistung und Software ermöglicht eine ganzheitlichere Betrachtung der Muster und Prozesse in den Waldökosystemen (SEIDL et al. 2012a). Trotzdem ist es immer noch eine Herausforderung, die grundlegenden Prozesse der Pflanzenphysiologie großräumig (regional, global) oder mehrere Baumarten gleichzeitig darzustellen und zu untersuchen. Jene Modelle müssen nämlich eine derartig große Menge an Daten bearbeiten, dass dadurch die Datenverfügbarkeit zu einem Problem wird, und die Arbeitskapazität der Computer zum Teil immer noch überfordert ist (HINCKLEY et al. 1996, JELTSCH et al. 2008). Die Entwicklung geht in die Richtung von Modellen, welche Wachstum und Verjüngung von Einzelbäumen oder Baumkollektiven auf der Grundlage von physiologischen Prozessen abbilden und mit den Wasser- und Nährstoffhaushalten der Standorte verknüpft sind. Solche Modelle reagieren sensibel auf Umweltveränderungen sowie Störungen und können für Kurz- und Langzeit-Strategien in der Forstwirtschaft verwendet werden (PRETZSCH et al. 2008). SEIDL et al. (2012a) entwickelten in diesem Zusammenhang das Modell iLand, welches zugleich den mechanistischen Realismus, strukturelle Details und explizite Skalierbarkeit erfüllt. Aus den oben genannten Gründen wird für diese Arbeit das prozessbasierte Modell iLand angewandt und in Kapitel 3.2 näher vorgestellt.

Im Gegensatz zu gewöhnlichen prozessbasierten Modellen, welche häufig nur kleinräumig agieren, kann iLand Prozesse auf der Landschaftsebene, sprich großflächig, darstellen. Solche Modelle werden Landschaftsmodelle genannt. Nach der Modelleinteilung von TAYLOR et al. (2009) bilden jene eine Untergruppe der Hybridmodelle. Die zweite Untergruppe bilden die Bestandesmodelle, zu welchen das Forschungsteam die bereits beschriebenen „gap models“ und die sog. „tree models“ zählt.

Waldlandschaftsmodelle sind Modelle, welche die Waldvegetation auf großem Raum und über lange Zeiträume simulieren. Die Simulation der Bestandesdynamik wird mit interaktiven räumlichen und zufälligen Waldlandschaftsprozessen verknüpft, wie beispielsweise Samenverbreitung, Feuer, Wind, Lawinen, Insekten, Krankheiten, mit menschlichen Einflüssen wie Holzernten, Pflegemaßnahmen und mit dem Klimawandel. All diese

Simulationen werden räumlich explizit ausgeführt, sprich räumlich genau kartiert (SCHELLER und MLADENOFF 2007, HE 2008). Waldlandschaftsmodelle unterteilen die Landschaft in Standorte, Punkte oder Rasterzellen, also in die jeweils kleinste räumliche Einheit. Dabei werden die Walddynamiken für jeden Standort simuliert und die räumlich interaktiven Prozesse auf der Landschaftsebene über alle oder einen Teil der Standorte. Unter den derzeitigen technischen Voraussetzungen betragen die Größen der Standorte zwischen 0,1 ha bis 300 ha und die Landschaftsausdehnung geht von 10 ha aufwärts (SHIFLEY et al. 2017). Waldlandschaftsmodelle können wiederum in verschiedene Gruppen eingeteilt werden, worauf in dieser Arbeit jedoch nicht näher eingegangen wird (PERRY und ENRIGHT 2006, SCHELLER und MLADENOFF 2007, HE 2008). Waldlandschaftsmodelle spielen zunehmend eine wichtige Rolle, da in Europas Forstwirtschaft und Ökosystemmanagement die Multifunktionalität an erster Stelle steht. Es wird versucht, auf denselben Flächen Nutzholz zu produzieren, Naturschutz zu betreiben und der Bevölkerung Orte der Erholung zu bieten. Die Bereitstellung von Ökosystemleistungen hängt stark von der räumlichen Verteilung der Landschaftselemente und derer Wechselwirkungen ab, wie bspw. die Auswirkung von regionalen Störungsmustern auf die Zusammensetzung der Arten, die Anreicherung von Biomasse und die Änderung anderer Bestandeseigenschaften. Je unterschiedlicher die Interessen der Stakeholder und die Anforderungen an die Waldfunktionen sind, desto schwieriger wird es, Planungs- und Managemententscheidungen zu treffen und angemessen zu reagieren. In solchen Fällen können Landschaftsmodelle verwendet werden, welche das System großflächig analysieren und dadurch Wissen über die Zusammenhänge liefern. Außerdem können damit auch unterschiedliche Waldfunktionen analysiert und innovative Planungsmethoden entwickelt werden (PRETZSCH et al. 2008). Aus all diesen Gründen haben Waldlandschaftsmodelle großes Potential, in Zukunft eine elementare Rolle im Waldmanagement, im Planen und bei Grundsatzentscheidungen zu spielen (SHIFLEY et al. 2017). Somit sind Modelle nicht nur Lösungen zu theoretischen Gleichungen, sondern reiche, physikalische Konstrukte, welche zwischen unseren Theorien und der realen Welt vermitteln (WINSBERG 2010). Trotzdem gibt es noch einige Schwachstellen der Waldlandschaftsmodelle, die es in Zukunft zu verbessern gilt. Vielen Waldlandschaftsmodellen fehlen eine nutzungsfreundliche Oberfläche und eine permanente technische Betreuung. Zudem braucht es mehr Zeit und technische Fähigkeiten, um die Input-Daten für das Modell vorzubereiten und die Ergebnisse zu analysieren (SHIFLEY et al. 2017).

In der Vergangenheit war die Modellentwicklung und -anwendung vielfach mit Einschränkungen konfrontiert. Mittlerweile profitieren Entwickelnde und Anwendende jedoch immer mehr von den bemerkenswerten Fortschritten bei Modellierungsmethoden, der Software, der Rechnerkapazität, dem Umfang an Beobachtungsdaten zum Kalibrieren und Testen, beim Wissen über von außen auf die Wälder einwirkende Einflüsse. Diese Fortschritte ermöglichten es einerseits, einige Einschränkungen aufzuheben, andererseits erhöhen sie auch die Erwartungen an die Zugänglichkeit, die Leistung und die Relevanz von Modellen in Bezug auf neu aufkommende Themen und Problematiken. Es wird erforderlich, dass Simulationsmodelle nicht mehr nur rein wissenschaftlichen Zwecken dienen, sondern auch reale, komplexe Probleme der Waldbewirtschaftung und der Planung in Angriff nehmen können (BUTLER et al. 2015, GUSTAFSON et al. 2016). Dazu müssen die Modellentwickelnden die Balance zwischen Einfachheit bzw. Anwendungsfreundlichkeit und ausreichender Genauigkeit der unterliegenden Prozesse und der Vorhersagen finden. Zudem verlangt das vermehrte Interesse an anderen Themenbereichen als der Holzproduktion den verstärkten Einsatz von räumlich expliziten Modellen, welche Analysen auf Einzelbaum- oder Bestandesebene ermöglichen sowie innerhalb einer vollständigen Landschaft. Dadurch ergibt sich eine erhöhte Aufmerksamkeit auf Waldlandschaftsmodelle. Dies soll aber die Notwendigkeit allgemein weiterführender Forschung nicht vermindern, sondern nur den Fokus auf die bestehenden Limitierungen und Möglichkeiten richten, um jene zu beheben bzw. zu nutzen (SHIFLEY et al. 2017).

3.1.2 Die Wichtigkeit von Simulationsmodellen

In den letzten Jahrzehnten hat sich die Forstwirtschaft verändert. Das Bewusstsein, dass sich der Klimawandel tatsächlich auf das Waldwachstum und die Entwicklung der Ökosysteme im Allgemeinen auswirken wird, hat zugenommen (SEIDL et al. 2005). Aus dem nachhaltigen Ertragsmanagement wurde das nachhaltige Ökosystemmanagement. Damit dieser neue Ansatz erfolgreich umgesetzt werden kann, wird strategische Planung und damit die Fähigkeit, die zukünftige Waldzusammensetzung vorherzusagen und zu bewerten, unersetzlich. Um diese Aufgabe zu bewältigen, werden ökologische Simulationsmodelle zur Hilfe genommen (TAYLOR et al. 2009). Durch die Vielzahl unterschiedlicher Nutzender von Modellen, einschließlich Fachleuten aus der Ökologie, Ökonomie, dem Management, Professorinnen und Professoren sowie Studierende, müssen Simulationsmodelle stets neue Aufgabenbereiche übernehmen. Wichtige Anwendungsziele sind die Vorhersage von Baum- und Bestandesvolumina, die Optimierung der waldbaulichen Behandlungskonzepte, das Verstehen der Sukzession, die Evaluierung der Nachhaltigkeit von Waldökosystemen, Lehre und Bildung, die Analyse von Umweltproblemen wie die Luftverschmutzung, saurer Regen, die Auswirkungen des Klimawandels etc. Diese unterschiedlichen Zielsetzungen erfordern eine dynamische Entwicklung der Prozesse in zeitlichen Maßstäben von Minuten bis Jahrhunderte und räumliche Ebenen vom Blatt bis zum Ökosystem (PENG 2000).

Die Verwendung, Neu- und Weiterentwicklung von Modellen ist somit äußerst vielfältig. Diese Vielfalt ist auch in Anbetracht der sich ändernden Umweltbedingungen und Ansprüche der modernen Gesellschaft von großer Bedeutung. Es könnte der Vergleich angestellt werden, dass eine umfassend angelegte Toolbox an diversen Modellen eine ähnliche „Resilienz“ in Anbetracht der steigenden Komplexität der Ökologie aufweist, wie ein breit gefächertes, standortangepasstes Baumartenportfolio im Hinblick auf den Klimawandel.

Neben dem sich ändernden Klima, den vielen unterschiedlichen Nutzenden und deren Ansprüche sowie der steigenden Nachfrage der Bevölkerung nach diversen Ökosystemleistungen, gibt es noch weitere Herausforderungen vor denen die Ökosystemforschung heute steht und welche mitunter Gründe dafür sind, wieso die Weiterentwicklung der Ökosystemmodellierung so wichtig ist.

Naturphänomene werden zunehmend großflächiger betrachtet und es wird versucht, sie über lange Zeiträume zu beobachten, um den Prozess als Ganzes und dessen Auswirkungen auf die Umwelt verstehen zu können. Mit reinen Feldversuchen sind derartige Beobachtungen über lange Zeiträume und auf Landschaftsebene jedoch nahezu unmöglich.

Ähnliche Probleme birgt die Beobachtung von Bewirtschaftungseffekten im Generellen und deren Auswirkung auf die Waldlandschaft, welche vielfach ebenfalls erst nach langer Zeit ersichtlich wird. Waldlandschaftsmodelle besitzen die Fähigkeit, Effekte von Langzeitprozessen auf Landschaftsebene darzustellen wie beispielsweise Feuer, Wind, Insektenbefall, die Ausbreitung von diversen Krankheiten, Samenverbreitung, Holzernte, Bestandespflegemaßnahmen, aber auch Studien im Hinblick auf den Klimawandel oder die weltweiten Biodiversitätsverluste. Außerdem kann auch das Zusammenspiel zwischen den großflächigen und diversen kleinflächigen Prozessen, wie z. B. Sukzession, untersucht werden (HE 2008, HE et al. 2011, LUO et al. 2015, SEIDL 2017).

Vor allem im Hinblick auf den Klimawandel wird immer deutlicher klar, dass Klimawandeleffekte zu einem bedeutenden Teil auch indirekt sind und aus vielzähligen, sich gegenseitig beeinflussenden Prozessen entstehen. Die Veränderungen entwickeln sich vor allem über lange, als auch kurze Zeiträume, und Extremereignisse spielen ebenfalls eine bedeutende Rolle in Bergökosystemen. Um all diese Prozesse, Entwicklungen und Wechselwirkungen richtig beobachten, einordnen und deuten zu können, bedarf es starker Partnerschaften in der Beobachtung und Erforschung der Bergökosysteme, interdisziplinärer als auch internationaler Ansätze und vor allem Simulationsmodelle, die derartige Problemstellungen bewältigen können (ROGORA et al. 2018).

Weiters sind Simulationsmodelle insbesondere in Bezug auf Waldökosysteme, welche z. B. im Vergleich zu landwirtschaftlichen Kulturen, besonders lange Entwicklungszeiträume haben,

eine sehr hilfreiche Option, um rasch Zielvariablen unter einer Auswahl an gegebenen Bedingungen zu liefern (PRETZSCH et al. 2008). Empirische Methoden zur Untersuchung von Waldökosystemdynamiken hingegen haben mit der Langlebigkeit der Bäume große Schwierigkeiten (RASCHE et al. 2011). Auch bei der Beobachtung sehr heterogener Standorte auf einer größeren Fläche, wo experimentelle Studien limitiert sind, können Computermodelle hilfreich sein (HE 2008). Zusätzlich müssen immer mehr andere Faktoren bedacht werden. Es kann nicht mehr nur allein auf Ökosystemprozesse eingegangen werden, sondern menschliche Einflüsse müssen ebenfalls berücksichtigt werden (LIU et al. 2007). Mithilfe von Modellen können komplexe Wechselwirkungen innerhalb eines Systems studiert werden und manchmal werden dadurch sogar unerwartete Zusammenhänge aufgedeckt. Sie sind in der Lage, treibende Elemente von Prozessen zu entschlüsseln und Systeme verständlicher darzustellen, als es manchmal mit empirischer Forschung möglich ist. Durch die Anwendung von Landschaftsmodellen kann Managementenerfahrung auf Landschaftsebene gewonnen werden. Weiters steigt die Menge an verfügbaren Datensätzen diverser Ökosystemeigenschaften rapide an und führt möglicherweise in manchen Fällen zu einer Datenüberlastung. Die wachsende Menge an Daten stammt hauptsächlich aus der Ausbreitung des Remote Sensing, aus großen Forschungsnetzwerken wie z. B. Fluxnet oder NEON oder aus dem Ansatz, wissenschaftliche Daten öffentlich zugänglich zu machen. Im Vergleich zu früher stellt das Sammeln von Daten für gewöhnlich nicht mehr das Hauptziel von Forschungsprogrammen dar und Datenmangel limitiert nur mehr selten die Anwendung von Modellen. Sie haben die Fähigkeit, das Entscheidende aus der Datenvielfalt herauszufiltern und den Forschenden zu helfen, Muster zu erkennen und zu verstehen. Modelle können unsere Grenzen aufzeigen, durch welche unser derzeitiges Systemverständnis limitiert wird und uns zeigen, in welche Richtung die zukünftige Forschung gehen soll. Auch falsche Modelle können wichtig dafür sein, die Grenzen der Ökosystemwissenschaft auszudehnen (HE 2008, SEIDL 2017). Aus diesen Einsichten heraus zeigt sich die Wichtigkeit der Modellevaluierung.

3.1.3 Modellevaluierung

Wenn Modelle verwendet werden, kommt es mittlerweile in vielen Fällen zu einer Modellevaluierung. Laut WANG et al. (2014) ist eine Modellevaluierung zwingend notwendig, um die Glaubwürdigkeit von Projektionen zu etablieren. Auf diese wiederum sind Nutzende, Stakeholder und diverse Entscheidungstragende angewiesen. Unter Evaluierung versteht sich ein Überbegriff für die Beurteilung der Stärken, Schwächen und den Nutzen eines Modells für einen festgelegten Verwendungszweck (SHIFLEY et al. 2009). Sie sollte so viele Informationen wie möglich über das Verhalten und die Vorhersagefähigkeiten eines Modells liefern, damit die Anwendenden entscheiden können, ob das besagte Modell für deren Gebrauch geeignet ist. Zudem sollten in der Evaluierung Verbesserungsvorschläge für eventuelle Mängel angesprochen werden (VANCLAY und SKOVSGAARD 1997). Auf diese Art und Weise können Modelle durch jeden Testvorgang ein wenig verbessert werden, und der Anteil an Unsicherheiten in den Vorhersagen sinkt beständig.

Im Zusammenhang mit dieser Thematik tauchen vor allem zwei Begriffe maßgeblich in Diskussionen auf: Verifikation und Validierung. In der Literatur herrschen vielfach Verwirrung und Unstimmigkeiten über die Anwendung und Definition dieser Begriffe bzw. Konzepte (ORESKEs et al. 1994, RYKIEL 1996, SHIFLEY et al. 2009). Im klassischen Sinne ist ein Modell nämlich nur dann gültig, wenn es logisch korrekt ist (Validierung) und verifiziert, wenn es wahr ist. Es ist aber unmöglich, ein Modell als „wahr“ zu bezeichnen - außer es handelt sich um ein geschlossenes System (BOTKIN 1993, VANCLAY und SKOVSGAARD 1997). Numerische Modelle sind jedoch nie geschlossene Systeme, da sie Inputparameter benötigen, die nur unvollständig bekannt sind, oder die auf unterschiedliche Ebenen skaliert werden und da beobachtete und gemessene Variablen mit Beeinflussungen und Annahmen behaftet sind (ORESKEs et al. 1994). Aufgrund der verschiedenen Unstimmigkeiten in der Anwendung, Definition und in der Frage ob und wie Validierung überhaupt möglich ist, verzichten einige Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler vollständig auf diese Begriffe (BOTKIN 1993, RYKIEL 1996, VANCLAY und

SKOVSGAARD 1997). Auch ORESKES et al. (1994) weisen darauf hin, dass außerhalb der wissenschaftlichen Kreise, Nutzende unter „Verifizierung“ und „Validierung“ fälschlicherweise die Bedeutung „wahr“ verstehen. Aus all den genannten Gründen wird auch in dieser Arbeit auf die Begriffe verzichtet und in Folge der Überbegriff „Modellevaluierung“ verwendet.

Trotz bereits jahrelanger Verwendung und stetiger Verbesserungen in Theorie und Technologie, bleibt die Evaluierung der Ergebnisse jener Modelle eine Herausforderung und ein kontrovers diskutiertes Thema (HE et al. 2011, LUO et al. 2015). Laut MONSERUD (2003) ist das Testen rein prozessbasierter Modelle unter anderem deshalb so schwer, weil es physiologische Beobachtungen bräuchte, um Ergebnisse wirklich kritisch zu bestätigen. Solche Beobachtungen sind aber schwer durchführbar. Mittlerweile sind jedoch einige Jahre vergangen und der Bereich der Modellentwicklung und -evaluierung hat sich weiterentwickelt. Gerade die Evaluierung von Waldlandschaftsmodellen wird zunehmend wichtiger, da jene durch ihre Vorzüge im Hinblick auf eine sich rasch ändernde Umwelt und ständig wachsende Interessen an den diversen Ökosystemleistungen immer mehr in Verwendung sind. Evaluierung stellt einerseits sicher, dass ein Modell für seinen Zweck akzeptable Lösungen präsentiert und die Anforderungen der Anwendenden erfüllt. Andererseits kann dadurch auch ein besseres Verständnis gegenüber Vorhersageunsicherheiten sowie Stärken und Schwächen des Modells erlangt werden. Zudem wird es durch die Evaluierung ermöglicht, eine Vorstellung über die Verlässlichkeit und die Vertrauenswürdigkeit der Modellvorhersagen zu gewinnen (RYKIEL 1996, SHIFLEY et al. 2009). Eine Evaluierung kann nicht belegen, dass ein Modell korrekt ist, aber sie kann dazu verwendet werden, Schlussfolgerungen des Modells zu falsifizieren. Wenn ein Modell mehreren solchen Falsifizierungsversuchen standhält, werden automatisch die Glaubwürdigkeit des Modells erhöht und das Vertrauen der Nutzenden gestärkt. Dies erhöht die Attraktivität eines Modells als praktisches Entscheidungsfindungstool (VANCLAY und SKOVSGAARD 1997). Als weiterer positiver Effekt kann ein „falsches“ Modell die Forschenden mitunter auf neue Zusammenhänge oder Schlussfolgerungen hinweisen und die Grenzen der Ökosystemforschung ausweiten (SEIDL 2017).

Es gibt keine allgemeingültige Anleitung, wie eine Evaluierung durchgeführt werden soll, gleich wie es keine allgemeingültige Anleitung für die Erstellung von Hypothesen, Analysen oder Auswertungen gibt (RYKIEL 1996). Trotzdem sollte eine Evaluierung des Modells in möglichst allen Abschnitten der Modellentwicklung, der Anpassung und Anwendung durchgeführt werden (VANCLAY und SKOVSGAARD 1997).

RYKIEL (1996) und HE (2008) nennen mehrere Methoden der Modellevaluierung: Eine gebräuchliche Methode ist der Vergleich von Ergebnissen verschiedener Simulationsszenarien miteinander oder der Vergleich der simulierten Ergebnisse mit Felddaten (z. B. Forstinventurdaten, Kohlenstoffflüsse von Messtürmen (Eddy-Kovarianz)) oder empirischem Wissen (SEIDL et al. 2005, SCHELLER et al. 2011, THOMPSON et al. 2011, SEIDL et al. 2012a, LUO et al. 2014, WANG et al. 2014). Dabei werden häufig statistische Methoden oder grafische Darstellungen nach dem Prinzip „*goodness of fit*“ verwendet. LUO et al. (2014) führen beispielsweise gepaarte t-Tests in den Bereichen Bestandesdichte und Grundflächenverteilung durch, um den Unterschied zwischen den simulierten Ergebnissen und den Forstinventurdaten zu testen. Dadurch wird überprüft, inwieweit die simulierte von der realen Landschaft abweicht, und ob die simulierten Ergebnisse für zukünftige Studien akzeptiert werden können. Besserer Zugang zu großräumigen, langfristigen und räumlich expliziten Forstinventurdaten ermöglicht eine bessere Modellevaluierung. Forstinventurdaten können die Beschaffung von Daten verbessern und die Genauigkeit von Vorhersagen erhöhen. Sie sind daher sowohl für die Initialisierung der Simulationsdurchläufe als auch für die Evaluierung wichtig (PRETZSCH et al. 2008). Auch in dieser Arbeit wurde daher auf Inventurdaten als Basis zurückgegriffen. Mithilfe der ausgewerteten Winkelzählproben konnten die Bestände bonitiert und im Anschluss die Referenzwerte aus den Tiroler Ertragstafeln ermittelt werden. Diese Ertragstafelwerte (ET) repräsentieren in der vorliegenden

Arbeit die „beobachteten“ Werte. Außerdem wird die Methode des sog. „*Pattern-oriented Modeling*“ nach GRIMM et al. (2005) angewandt und in Kapitel 3.5 näher erläutert. Dieser Ansatz wurde auch von DOBOR et al. (2018) bei der Evaluierung iLands für eine Waldlandschaft in den Westkarpaten verwendet. Der Vergleich von simulierten Ergebnissen eines Modells mit den Ergebnissen anderer Modelle mit denselben Eingangsdaten, mit derselben Thematik oder im selben Gebiet, wie beispielsweise bei SEIDL et al. (2005), BU et al. (2008) oder IVERSON et al. (2016) kommen ebenfalls recht häufig vor. Diese Methode wird auch häufig „*multi-model ensembles*“ (FOWLER und EKSTRÖM 2009, WARSZAWSKI et al. 2013), „*multi-model analysis*“ (YIN et al. 2016) oder „*cross-model validation*“ (SHIFLEY et al. 2017) genannt und setzt eine gewisse Expertise in der Handhabung von anderen Modellen voraus. RYKIEL (1996) erwähnt weiters das Befragen fachlich kompetenter Personen. Eine Möglichkeit besteht darin, die Personen zu befragen, ob das Modell und dessen Verhalten annehmbar ist (sog. „*Face validity*“), eine andere, die Personen danach zu fragen, ob sie das reale System und den Modell-Output unterscheiden können (sog. „*Turing test*“). Meist werden dazu Visualisierungstools verwendet. Einige Forschende verwenden Sensitivitätsanalysen, um das Modellverhalten zu analysieren. Dabei werden die Parameter nach ihrer Auswirkung auf die modellierten Objekte eingestuft. So wird ein guter Einblick auf jene Faktoren ermöglicht, welche den größten Einfluss auf die Ergebnisse haben (SEIDL 2004, SCHUMACHER und BUGMANN 2006). BELLASSEN et al. (2011) versuchen wiederum eine andere Methode: jeder Modellkomponente soll ein Anteil an Modellfehlern zugeordnet werden. Dies kann erreicht werden, indem entweder die Verbesserung der Modellanpassung gemessen wird, wenn eine bestimmte Komponente eingeschaltet ist oder indem die Outputs einer Komponente mit empirischen Messungen ersetzt wird.

Eine weitere Vorgehensweise ist der Vergleich der Vorhersagen des Modells mit unabhängigen Daten, sprich Daten, welche nicht für den Bau des Modells verwendet wurden (SEIDL 2004). Im Falle von Waldlandschaftsmodellen ist dies jedoch nicht so einfach, da es sich um räumliche und zeitliche Vorhersagen handelt und unabhängige raumzeitliche Daten bisher relativ selten zur Verfügung standen (HE 2008). Es gibt mittlerweile jedoch neuere Studien, bei denen mit unabhängigen raumzeitlichen Datenserien evaluiert wurde (GUSTAFSON et al. 2015). Solche Datensätze werden auch immer öfter der Öffentlichkeit zur Verfügung gestellt, wie z. B. die U.S. Forstinventurdaten. Da der Prozess durch die großen räumlichen (Tausende bis Millionen Hektar) und zeitlichen Maßstäbe (ein Jahrhundert und mehr) zusätzlich erschwert wird, empfehlen SHIFLEY et al. (2017) für operative Waldlandschaftsmodelle quantitative Vergleiche mit Langzeit-Feldstudien, „*cross-model validation*“ und Befragungen von Fachleuten. Für Simulationen über kurze Zeiträume (zwei bis drei Jahrzehnte) gibt es bereits einige Publikationen, die für die Evaluierung Daten aus Langzeit-Feldversuchen auf Landschaftsebene, von Forschungsnetzwerken (z. B. FLUXNET, NEON) oder Zeitserien aus wiederholten Fernerkundungsmessungen (z. B. LIDAR, Landsat) verwenden. Durch die Fernerkundungsdaten können saisonale und jährliche Veränderungen der Vegetation sowie Störungen und deren Trend verfolgt werden. KIMMINS (2008) weist ebenfalls auf deren Vorteile im Hinblick auf die Evaluierung von Landschaftsmodellen hin. Für Langzeitsimulationen und deren Evaluierung muss auf limitiert vorhandene empirische Studien (z. B. Urwaldmonitoringstudien), bereits etablierte Theorien zu Walddynamiken, Befragungen von Fachleuten oder der Vergleich mehrerer Modelle zurückgegriffen werden (SHIFLEY et al. 2017). Neben den genannten Evaluierungsmethoden, gibt es ebenfalls rein statistische Vorgangsweisen, jedoch empfiehlt sich zur Vertiefung und für weitere Techniken Kapitel 4, RYKIEL (1996), die Arbeit von VANCLAY und SKOVSGAARD (1997) und der etwas neuere Leitfaden zur Evaluierung von Waldlandschaftsmodellen mithilfe von empirischen Daten und bereits existentem Wissen, von WANG et al. (2014).

LUO et al. (2014) weisen darauf hin, dass bei Waldlandschaftsmodellen mehrere Maßstäbe miteinbezogen werden. Auf Einzelbaumebene spielen sich beispielsweise die Prozesse der Konkurrenz um Ressourcen ab, während die allgemeine Ressourcenverfügbarkeit von der Bestandesebene ausgeht. Die Einzelbäume nutzen Ressourcen von unten nach oben, z. B. passt sich die Blattfläche an die zu absorbierende Strahlung an. Somit können insgesamt gesehen nur jene Ressourcen, welche auf höheren hierarchischen Ebenen verfügbar sind,

von den einzelnen Individuen zum Wachsen genutzt werden (SEIDL et al. 2012a). Auf der Landschaftsebene betrachtet, wirken wiederum andere Prozesse und exogene Kräfte auf die Bestände ein und beeinflussen deren Entwicklung stark. Aus diesem Grund sollte die Evaluierung eines Modells sowohl auf Bestandesebene als auch auf Landschaftsebene erfolgen. Eine Evaluierung auf Standortebene stellt sicher, dass Schlüsselvorhersagen wie z. B. Bestandesdichte, Höhe, Biomasse, NPP, für die grundlegenden Einheiten, sprich Einzelbaum und Bestand, mit beobachteten oder empirischen Daten verglichen werden können. Eine Landschaftsevaluierung garantiert hingegen, dass die Einflüsse exogener Kräfte und Prozesse auf Landschaftsebene angemessen simuliert werden (WANG et al. 2014). Diese Tatsache wird in der vorliegenden Arbeit durch das Testen des Baumwachstums auf Bestandesebene und das Testen der Naturwaldentwicklung der Bestände auf Landschaftsebene berücksichtigt.

Für eine sinnvolle Evaluierung müssen stets der Zweck des Modells, der Kontext, in welchem es in Betrieb sein wird und die Kriterien, die das Modell erreichen muss, um geeignet für den Gebrauch zu sein, fixiert werden (RYKIEL 1996) (siehe Kapitel 3.5). Zusätzlich sind die genaue Bestimmung der Ziele und die klare Festlegung der Einheiten des Modelloutputs notwendig, um Vergleiche mit anderen Modellen zu ermöglichen (SHIFLEY et al. 2009).

Das Entwickeln und Evaluieren von Modellen basiert auf vorhergegangenen Experimenten und Beobachtungen. Aus diesem Grund ist es sehr wichtig, das Modellieren eng mit der empirischen Forschung zu verknüpfen. Durch einen intensiven Austausch zwischen Fachleuten der empirischen Forschung und der Ökosystemmodellierung können große Fortschritte in der Ökosystemforschung erzielt werden. Die gegenseitigen Vorurteile müssen abgebaut werden und ein weiteres Augenmerk soll auf die fundierte Ausbildung junger Forschungsgenerationen in beiden Disziplinen gerichtet werden, so SEIDL (2017).

Eine Evaluierung ist somit kein simpler Vorgang, sondern eine Reihe zusammenhängender Schritte. In der vorliegenden Arbeit wird nicht die gesamte Prozedur durchlaufen, sondern nur Teilaspekte davon (siehe Kapitel 3.5), da iLand einerseits bereits einige Male von verschiedenen Personen evaluiert wurde (SEIDL et al. 2012a, 2014, ALBRICH 2016, THOM et al. 2017) und es andererseits ansonsten auch den vorgesehenen Rahmen sprengen würde.

„Perhaps, the real test of a model (in a practical sense, if not in an epistemological sense) is if forest managers have sufficient confidence in it to use it as the basis for management decisions.“ (VANCLAY und SKOVGAARD, 1997, S. 7)

3.2 iLand

Für diese Arbeit wird das Individuen- und Agenten- basierte Waldlandschaftsmodell iLand (*Individual-based Forest landscape and Disturbance Model*) verwendet (SEIDL et al. 2012a). Hier wird nur ein kurzer Überblick über das Modell iLand verschafft, eine detaillierte Beschreibung geben SEIDL et al. (2012a und dessen Online Supplement, sowie 2012b), SEIDL und RAMMER (2017) und die Website des Modells „<http://iLand.boku.ac.at>“.

Die Vorhersagen von Waldlandschaften entstehen aus Prozessen, welche auf Standorts- (Rasterzelle) und Landschaftsebene zusammenspielen. Bei individuenbasierten Waldlandschaftsmodellen werden Prozesse auf Standortebene wie z. B. Wachstum, Konkurrenz um Licht und Mortalität für jeden Einzelbaum simuliert. Landschaftsdynamiken werden als Ergebnisse exogener Einflussfaktoren wie bspw. Strahlung, Wasser, Nährstoffe und Kohlendioxid simuliert, welche sich ständig verändern und mit Prozessen auf Bestandesebene interagieren können (WANG et al. 2014). iLand simuliert somit Wechselbeziehungen zwischen Wald, Klima, Störungen und Management dynamisch auf Einzelbaumebene und dies räumlich explizit für ganze Waldlandschaften. Das Besondere an diesem Modell ist, dass es erstmals funktionelle, strukturelle und räumliche Prozesse kombiniert. Das bedeutet, dass iLand sowohl in der Lage ist, Ökosystemprozesse (z. B.

Fotosynthese, Respiration, Nährstoff-Kreisläufe etc.) detailliert darzustellen, strukturelle Dynamiken und die Zusammensetzung von Waldökosystemen zu modellieren, als auch räumliche Muster und Prozesse in der Landschaft abzubilden. Um dies zu ermöglichen, werden individuelle Komponenten angesprochen und dafür ein mittleres Level an Detailliertheit in Kauf genommen.

Die kleinste Einheit, mit der iLand arbeitet, ist der Einzelbaum (Auflösung bzw. „*grain*“), die Größte die Waldlandschaft (maximale Ausdehnung bzw. „*extent*“). Auf den unterschiedlichen Ebenen laufen unterschiedliche Prozesse ab, wobei die Einzelbaumebene Prozesse wie Wachstum, Mortalität und Konkurrenz beinhaltet und die Landschaftsebene durch Ausbreitungsprozesse von Samen, Borkenkäfern etc. charakterisiert wird. Mithilfe des Landschaftsmodells können ganze Landschaften, Einzugsgebiete etc. bis zu maximal 20.000 – 30.000 ha modelliert werden. Dabei arbeitet iLand „räumlich explizit“ (SEIDL et al. 2012a). Dies bedeutet, dass jede Modelleinheit (Pixel, Polygon, Probepunkt) genauen Koordinaten zugeordnet ist, sprich der Raumbezug ist gegeben (HE 2008) und iLand kann somit die Lage und die Eigenschaften jedes einzelnen Baumes in einer Zelle rückverfolgen (SHIFLEY et al. 2017). Erfahrungen aus der traditionellen Wachstums- und Ertragslehre zeigten, dass prozessbasierte Modelle auf Einzelbaumebene arbeiten müssen, um Waldbewirtschaftung realitätsgetreu miteinbeziehen zu können (SEIDL et al. 2005). Das bedeutet, der Vorteil des Einzelbaums als kleinste Einheit ist, dass die Bäume in Beziehung zueinander stehen und somit beispielsweise Durchforstungseffekte gut abbildbar sind. Auch die Fähigkeit, den Prozess der Selbstausdünnung quantitativ zu beschreiben, wird von individuenbasierten Modellen angemessen erfüllt. Dazu muss nämlich die Heterogenität der Populationszusammensetzung und die initiale räumliche Bestandesstruktur berücksichtigt werden (KOLOBOV und FRISMAN 2018). Das Modell ist nicht nur in der Lage mit einschichtigen Monokulturen zu arbeiten, sondern auch mit mehrschichtigen Beständen mit unterschiedlichen Baumarten (SEIDL et al. 2012a). Dies ist vor allem für die Anpassung an den Klimawandel und die moderne Vorstellung von naturnahem Waldbau essentiell.

iLand stellt ein Waldlandschaftsmodell mit außergewöhnlich hohem Grad an Detailliertheit auf Einzelbaumebene dar, dadurch sind dessen Anwendungen jedoch auf relativ kleine Gebiete limitiert (SHIFLEY et al. 2017). Um diesen Detailreichtum erreichen zu können, müssen eine Vielzahl verschiedener Prozesse realitätsgetreu nachgebildet werden. iLand lehnt sich an die „*ecological field theory*“ (EFT, WU et al. 1985, WALKER et al. 1989) und die Anpassung durch BERGER und HILDENBRANDT (2000), welche den „*field of neighbourhood approach*“ entwickelten. Dabei prüft das Modell den Einfluss jeder Pflanze auf ihre Nachbarschaft im Konkurrenzkampf um Ressourcen. Jener Konkurrenzkampf wird auf Einzelbaumebene dargestellt, wobei die allgemeine Ressourcenverfügbarkeit in Bezug auf Strahlung, Wasser und Nährstoffe, explizit auf Bestandesebene für 100 x 100 m Rasterzellen mit einheitlichen Umweltbedingungen modelliert wird. iLand legt den Fokus auf die Konkurrenz um Licht zwischen den Einzelbäumen und berechnet die Lichtverfügbarkeit für jeden Baum in der Landschaft, je nach Kronenform (artspezifisch) und Baumhöhe. Die daraus hervorgehenden Wertemuster werden „*light interference patterns* (LIPs)“ genannt und für 2 x 2 m - Zellen simuliert (SEIDL et al. 2012a). Dieser Lichtnutzungseffizienz-Ansatz („*light-use efficiency approach*“) dient zur Simulation der Nettoprimärproduktion in iLand (THOM et al. 2017). Um zugleich jeden Einzelbaum explizit simulieren zu können und trotzdem in der Lage zu sein, eine gesamte Landschaft abzubilden, wird mithilfe des sog. Baukastenprinzips sowie Wiederholungen gearbeitet. Da die LIPs nur von der Kronenform und der Baumhöhe abhängen, sind eine Vielzahl ähnlicher Bäume und dadurch ähnliche LIPs in der Landschaft verteilt. Zu Beginn wird somit eine Art Bibliothek der verschiedenen möglichen LIPs angelegt, auf welche im Nachhinein während der Simulationen zugegriffen werden kann. Dieser Vorgang trennt die detaillierten Berechnungen der LIPs von der tatsächlichen Simulation. Gemeinsam mit der Berechnung der LIPs für ein 2 x 2m – Raster wird dadurch die Verwendung effizienterer Algorithmen und die Modellierung einer höheren Anzahl an Individuen ermöglicht. Die wichtigsten Eingangsparameter, wie bspw. diverse Arten von Strahlung, Lufttemperatur, Bodenwasserverfügbarkeit, Dampfdruckdefizit, CO₂, NPP, GPP etc., werden in Abbildung 2 schematisch dargestellt. Mithilfe der auf Bestandesebene berechneten photosynthetisch

rauerem Klima wird die Allokation der Kohlenhydrate in die Wurzeln verstärkt (LANDSBERG und WARING 1997).

Bäume sterben im Modell entweder durch das Erreichen eines hohen Alters (intrinsische Mortalität), durch Stress und Konkurrenzdruck, durch umweltbedingte Limitierungen oder durch Störungen, wie z. B. Wind, Feuer etc. (RAMMER und SEIDL 2015). Stress entsteht in iLand durch einen Kohlenstoffmangel und dem anschließenden „Verhungern“ des Baumes. Nur eine bestimmte Anzahl an Bäumen erreicht das maximale Baumalter (SEIDL et al. 2012a).

Die Samenverbreitung, das Wachstum der Jungpflanzen und deren Konkurrenzkampf untereinander, werden räumlich explizit für 2 x 2 m Rasterzellen modelliert. Baumartenspezifische Eigenschaften, z. B. deren klimatische Limits bei der Etablierung, und die räumliche Verteilung von Ressourcen, wie bspw. Licht, Wasser, Nährstoffe, beeinflussen jene Prozesse (SEIDL et al. 2012b, RAMMER und SEIDL 2015).

iLand ist mithilfe verschiedener Störungsmodulen auch in der Lage Borkenkäferbefall (SEIDL und RAMMER 2017), Wind (SEIDL et al. 2014a) und Feuer (SEIDL et al. 2014b) räumlich explizit in der Landschaft zu modellieren. Für die Simulationen der vorliegenden Arbeit wurden diese Module jedoch ausgeschaltet.

Durch den Klimawandel werden kombinierte Ansätze menschlicher und natürlicher Systeme immer wichtiger, um die Anpassungsfähigkeit eines Systems an den Klimawandel und dessen Resilienz herauszufinden. Vor allem notwendig ist dies in Wäldern, deren Ökosystemdynamik bereits seit Jahrzehnten und Jahrhunderten vom Menschen beeinflusst wird. Aus diesem Grund wurde iLand so konstruiert, dass es beide Systeme verknüpft. iLand beinhaltet ein „agentenbasiertes Modell“ („*AgentBased model of forEst management*“ (ABE)) zur Berücksichtigung der Interaktion zwischen Mensch und Ökosystem (RAMMER und SEIDL 2015). Das Modell kann die Entwicklungsverläufe von bewirtschafteten Bergwaldlandschaften in Zentraleuropa autonom über mehrere Jahrhunderte abbilden. Im ABE werden verschiedene Managertypen, sprich Kleinwald- und Großwaldbesitzende, unterschieden und versucht, deren Verhalten abzubilden (strategisches oder operatives Management). Kurzfristige operative Managemententscheidungen werden auf Bestandesebene und mit einer höheren Frequenz getroffen, dazu gehören z. B. Pflegeeingriffe oder Endnutzungen. Langfristige strategische Managemententscheidungen werden auf Landschaftsebene über längere Zeiträume getroffen und betreffen bspw. die Baumartenzusammensetzung oder die Umtriebszeit. Agenten in ABE handeln stets unterschiedlich, um die Heterogenität der unterschiedlichen Charaktere der Bewirtschaftenden wieder zu spiegeln. Sie können sowohl passiv (reaktiv), als auch aktiv (vorausblickend) handeln und dadurch das System im Klimawandel stabilisieren. Bei der passiven Anpassung verwenden die Bewirtschaftenden historische Daten, um die beste Entscheidung zu treffen, unter der Annahme, dass die alten Daten noch passend sind. Das operationale Management wird an den veränderten Bestand angepasst. Bei der aktiven Anpassung werden Strategien und Managementaktivitäten als Experiment genutzt. Die Reaktionen des Ökosystems werden sofort analysiert und daraus Schlüsse für weitere Managemententscheidungen gezogen („Paralleles Lernen“). Das bedeutet, dem Agent werden nur Schlüsselindikatoren gegeben (z. B. Bestandesalter, Baumartenanteile...) und jener wählt dann aus seiner Liste an möglichen Verhaltensweisen, die am besten Passende aus (RAMMER und SEIDL 2015). Für die Simulationen der vorliegenden Arbeit wird das Managementmodul ABE ausgeschaltet. Weitere Details sind in der Publikation „*Coupling human and natural systems: Simulating adaptive management agents in dynamically changing forest landscapes*“ von RAMMER und SEIDL (2015) enthalten.

Um die Simulationen angemessen analysieren zu können, spielen Visualisierungstools eine zunehmend wichtige Rolle. Sie können die Ergebnisse am direktesten mitteilen und erklären, da sie von der Vorstellungskraft der Menschen und deren Fähigkeit Muster zu erkennen, Gebrauch machen. Sie sollten mehrere zeitliche Ebenen abdecken, um sowohl der menschlichen Wahrnehmungsfähigkeit als auch dem Baumwachstum und der Waldentwicklung gerecht zu werden. Weiters müssen sie auf Daten basieren und, erst nachdem Fakten zur Verfügung stehen, angewandt werden. Die Abbildung der Pflanzen und Landschaften sollte der Realität bestmöglich entsprechen, weshalb auch einzelne Bäume

dargestellt werden sollten. Außerdem muss die Perspektive gewechselt werden können, da unterschiedliche Blickpunkte und Perspektiven notwendig für Entscheidungsfindungsprozesse sind (PRETZSCH et al. 2008). All diese Möglichkeiten werden von iLand geboten.

iLand weist ein äußerst breitgefächertes Anwendungsspektrum auf, da es bereits für unterschiedlichste Bedingungen initialisiert und evaluiert wurde: für diverse Landschaften in den USA, Schweden, Österreich etc., über mehrere Höhenstufen hinweg, für Altersklassenwälder, Urwälder und dauerwaldähnliche Systeme, zur Simulation und Beobachtung von Produktivität, potentiell natürlicher Vegetation (PNV), Management, Störungen, Biodiversität etc. (SEIDL et al. 2012a, 2014a und 2014b, ALBRICH 2016, THOM et al. 2017). SEIDL et al. (2012a) evaluierten iLand beispielsweise mit Daten der U.S.-amerikanischen Forstinventur (FIA – *Forest Inventory and Analysis*) für einen Transekt durch Oregon, um die dortigen klimatischen Bedingungen möglichst vielfältig abbilden zu können. Dabei wurde der Fokus auf die Analyse von Wachstum und Mortalität gelegt. Um die Generalität von iLand zu testen, wurde das Modell in derselben Studie für die österreichischen Alpen evaluiert, um möglichst verschiedene Umweltbedingungen und Standorte abbilden zu können. Um die strukturellen Aspekte zu testen, wurde versucht, einen Urwald in Oregon nachzubilden. Weiters evaluieren THOM et al. (2017) iLand beispielsweise über die Produktivität, Klimasensitivität und potentiell natürliche Vegetation. SEIDL et al. (2014a) vergleichen die Simulationen mit satellitenbasierten Daten, welche die Störung durch Windwürfe in Schweden aufzeichnen.

Detailliertere Informationen und neueste Studien sind online auf der Website „<http://iLand.boku.ac.at>“ verfügbar.

3.3 Untersuchungsgebiet Stubaital

Das Stubaital ist auf mehrere Arten repräsentativ für die Bergwaldsysteme der Ostalpen: es weist eine hohe topographische Diversität auf, einen flachen Talboden mit steilen Hängen und hohen Bergspitzen, starke ökologische Gradienten mit hohen Temperaturunterschieden zwischen Tag und Nacht, Sommer und Winter, typische Baumarten und Waldstrukturen (SEIDL et al. 2019). In den folgenden Unterkapiteln werden die Charakteristika des Untersuchungsgebietes näher vorgestellt.

3.3.1 Geografische Lage und Charakteristik

Das Untersuchungsgebiet umfasst die Gemeindegebiete von Fulpmes (N 47,15°, O 11,35°) und Neustift im Stubaital (N 47,12°, O 11,32°) (Tirol, Österreich). Das Stubaital liegt in den Zentralalpen und zweigt südlich von Innsbruck bei Schönberg nach Südwesten ab. Das Trogtal wird vom Ruetzbach durchflossen und endet nach ca. 31 km am Stubaier Gletscher (Stubaier Alpen) an der Grenze zu Italien.

Neustift stellt mit seinen ca. 249 km² flächenmäßig die drittgrößte Gemeinde Österreichs dar (GASSEBNER 1986, TOURISMUSVERBAND STUBAI TIROL 2017). Fulpmes ist mit ca. 17 km² deutlich kleiner. 6.700 Hektar der Gemeindegebiete, davon 4.931 ha Wald, werden im Modell iLand nachgebildet und für die Evaluierung des Modells verwendet. Aufgrund der Größe wird bei der Gebietsbeschreibung das Hauptaugenmerk auf das Gemeindegebiet von Neustift geworfen. Abbildung 3 zeigt das Stubaital in Orange und dessen geographische Lage im Bundesland Tirol, sowie in ganz Österreich.

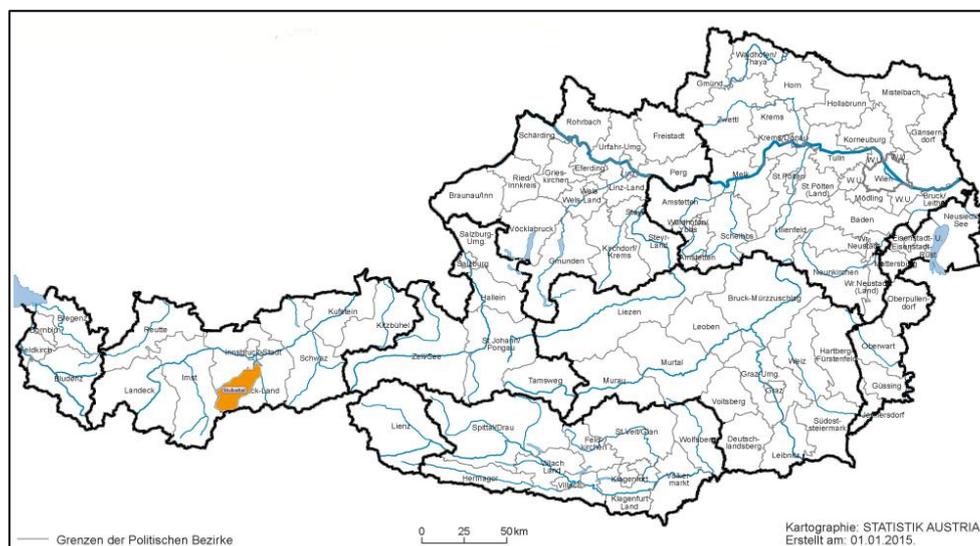


Abbildung 3: Geografische Lage des Stubaitales in Österreich (Orange eingefärbt) (Quelle: verändert nach STATISTIK AUSTRIA, 2015).

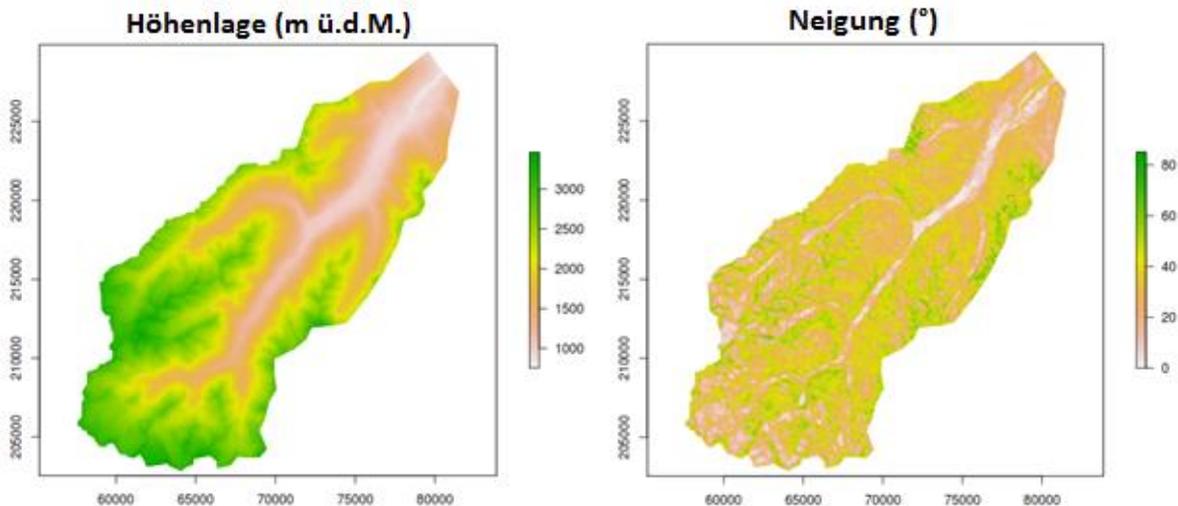


Abbildung 4: Darstellung der Höhenlagen und Hangneigungen im Untersuchungsgebiet, mithilfe eines digitalen Höhenmodells.

Die Seehöhe bewegt sich zwischen 600 m ü. d. M. am nördlichen Talboden und 3.450 m ü. d.M. am oberen Ende des Tales (TASSER et al. 2017). Das Neigungsspektrum beinhaltet Neigungen von 0 bis 86 Grad, im eigentlichen Projektgebiet sind sie im Mittel etwas niedriger, da die subalpinen, felsigen Gebiete wegfallen (Abb. 4). Das Tal wird etwa zur Hälfte von Steinen und Gletschern bedeckt. Die übrige Fläche setzt sich vor allem aus Almflächen und Bergmähdern zusammen und zu einem vergleichsmäßig geringen Teil aus Waldflächen und landwirtschaftlichen Kulturen. Der Großteil jener Wälder fällt in die Kategorie „Schutzwald“. Neustift ist eine stark durch Lawinen und Wildbäche gefährdete Gemeinde (GASSEBNER 1986). Nur etwa 5 % der Fläche (von Neustift) gelten als dauernd besiedelbares Gebiet. Die Siedlungsdichte beträgt 340 EinwohnerInnen pro km² Dauersiedlungsfläche und ist damit relativ hoch (GEMEINDE NEUSTIFT I. ST. 2017).

Zugleich wurde das Stubaital in den letzten Jahren zu einem der wichtigsten Tourismuszentren Österreichs mit über 1 Mio. Nächtigungen pro Jahr (ALBER et al. 2011).

Gerade in Kombination mit einer ständig wachsenden Bevölkerungsdichte (Abb. 5) und einem derartig hohen Tourismusaufgebot zeigt sich die Notwendigkeit eines, auch in Zukunft bestehenden, funktionsfähigen Schutzwaldgürtels rund um die Siedlungen im Stubaital.

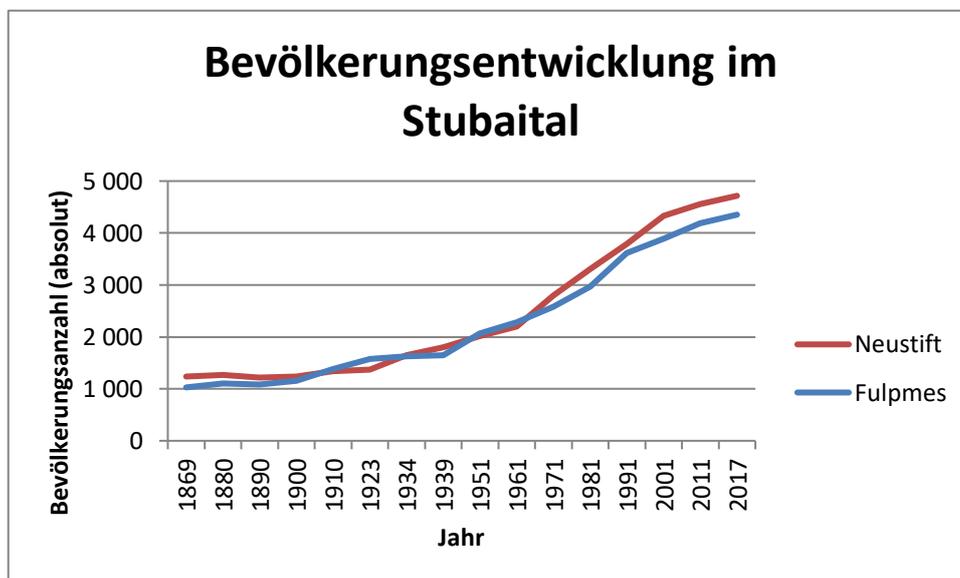


Abbildung 5: Bevölkerungsentwicklung im Stubaital (Eigene Erstellung nach den Daten der Statistik Austria, s.a.)

Die untersuchten Wälder unterstehen zum größten Teil dem Besitz der Agrargemeinschaften Neustift und Fulpmes. Vereinzelt kommen Privatbesitz und Teilwaldsysteme (östliche Talseite bei Fulpmes) vor. Auf den landwirtschaftlich genutzten Hängen und Almflächen hat der Wald seit 1860 deutlich zugenommen (TASSER et al. 2012a).

3.3.2 Klima

Das Stubaital liegt im zentralalpinen Raum und weist ein gemäßigt kontinentales Klima mit inneralpiner Ausprägung auf (FLIRI 1975, KILIAN et al. 1994, CERNUSCA et al. 1999, TASSER et al. 2017). Die mittleren Jahresniederschläge liegen zwischen 800 mm am Talboden und 1500 mm an der Waldgrenze. Die Hauptniederschläge werden einerseits durch örtliche Starkregen (maximaler Tagesniederschlag von ca. 100 mm) im Sommer verursacht, andererseits durch Südostlagen. Jene bringen lang anhaltende Niederschläge, welche zu großräumigen Hochwasser- und Lawinenabgängen führen können. Bei hohen Schneemengen sind die Siedlungen aufgrund der steilen Bergflanken stark lawinengefährdet (GASSEBNER 1986).

Das Klimadiagramm von Neustift im Stubaital (1.078 m ü. d. M.) in Abbildung 6 zeigt eine Jahresmitteltemperatur von 6,4 °C, wobei sich der Juli als durchschnittlich wärmster Monat mit ca. 15 °C ablesen lässt. Die kältesten Monate sind der Dezember, Januar und Februar mit ca. -4 °C, somit ergibt sich eine Jahresamplitude von ca. 19 °C. Wird für die Vegetationszeit eine Temperatur größer 5 °C angenommen, dauert die Vegetationsperiode für diesen Standort von April bis Oktober.

In Neustift beträgt der mittlere Jahresniederschlag laut Klimadiagramm 877 mm, wobei das Niederschlagsminimum im Januar und Februar mit 40 mm und das Niederschlagsmaximum von Juni bis August mit 100 mm anzutreffen ist. Wie bereits weiter oben angedeutet, ist das Stubaital generell ein niederschlagsreiches Gebiet und das Niederschlagsmaximum fällt auf die Sommermonate.

In etwa 2.000 m ü. d. M., auf der Höhe der aktuellen Baumgrenze, beträgt die mittlere jährliche Lufttemperatur 3 °C und der Jahresniederschlag 1.100 mm (TASSER et al. 2017).

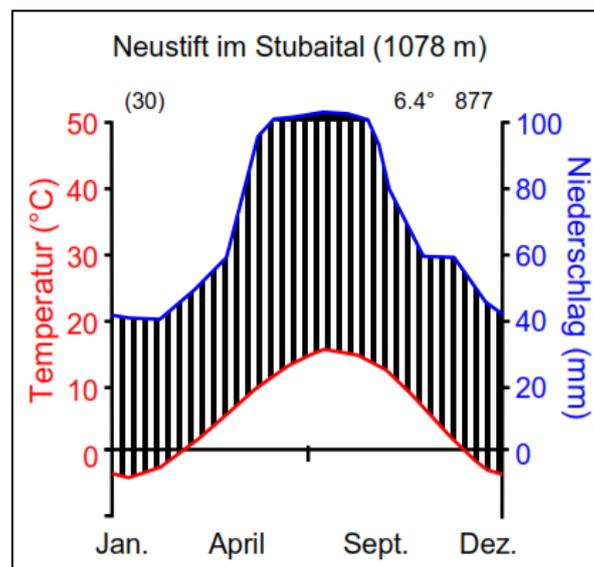


Abbildung 6: Klimadiagramm der Gemeinde Neustift im Stubaital erstellt nach Daten der ZAMG (Quelle: TASSER 2017)

3.3.3 Geologie und Boden

Das Grundgestein im Untersuchungsgebiet (Abb. 7) lässt sich in zwei verschiedene Decken gliedern, die Öztaler Masse (Silikat) und das Brennermesozoikum (Karbonat). Die Öztaler Masse besteht vor allem aus metamorphen Gesteinen wie Gneisglimmerschiefer und Gneisen, welche oft von Hangschutt und Moränen überlagert werden. Jenes silikatische Grundgestein ist am häufigsten zu finden, nur an den Bergen „Elfer“ und „Burgstall“ wird das Altkristallin von den Kalken und Dolomiten des Brennermesozoikums überdeckt (NEUWINGER 1982; zitiert nach GASSEBNER 1986, S. 9-10).

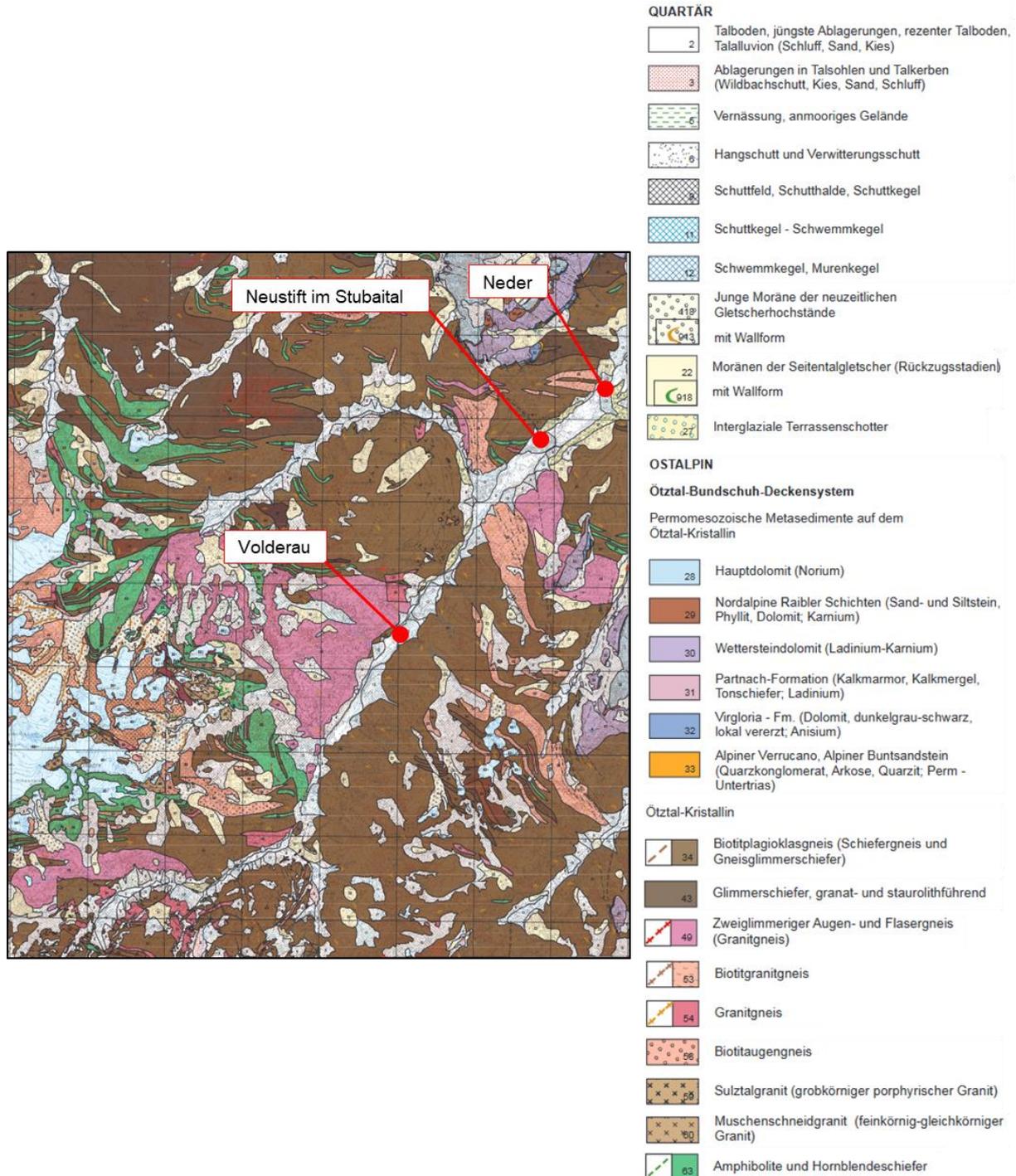


Abbildung 7: Geologische Karte des südwestlichen Stubaitals mit Umgebung und einer Legende der wichtigsten geologischen Einheiten im Maßstab 1:50.000 (verändert nach MOSER 2011).

Die Böden im Stubaital entstanden aus einem mächtigen Schuttmantel aus silikatisch-kristallinen Gesteinen. Die Böden tendieren dazu, sich von saurem Ranker und Ranker-Braunerden über podsolige Braunerden zu Podsolen aus glimmerreichen, schwach lehmigen Sanden zu entwickeln. Der Großteil der Böden weist Erosionserscheinungen auf (NEUWINGER 1982; zitiert nach GASSEBNER 1986, S. 9-10).

Laut NEUWINGER (1982; zitiert in GASSEBNER 1986, S. 9-10) können die Waldböden in Neustift in 3 Einheiten gegliedert werden, welche sich durch die Topographie, die Vegetation, die Bodenbildung und das relative Alter unterscheiden.

1. Nadelmischwälder mit dichtem Moos- und Zwergstrauchunterwuchs: Jene Einheit stockt über Eisenpodsolen auf Blockhalden und weist eine äußerst mächtige Auflage und ausgeprägte Bleichhorizonte auf. Damit lässt sie auf ein hohes Alter schließen (500 bis mehrere tausend Jahre).
2. Zeitweilig oder ständig wasserführende Grabensysteme mit Erlengebüschen, Hochstaudenfluren und Rasenplätzen: Die labilen Grabeneinhänge werden von Ranker geprägt, in stabilerem Gelände gehen sie in flachgründige Braunerden über. Im Mittel sind die Böden um die 50 bis 100 Jahre alt.
3. Fichten-Lärchenwälder mit geringem Zirbenanteil: Jene Wälder sind flächenmäßig am stärksten ausgeprägt und bilden die Waldgrenze. Am Mittelhang weisen sie einen mäßig dichten Moos- und Zwergstrauchunterwuchs auf und stocken auf podsoligen Braunerden und gestörten Podsolen über Hangschutt. Der Auflagehumus zeigt eine sehr geringe Mächtigkeit mit Spuren von Bleichhorizontresten. Jene und Verwitterungs- und Einwaschungshorizonte lassen auf Rutschungen schließen. Somit stellen die Berghänge ein System aus alten Rutschungsflächen dar, welches von aktuellen Mur- und Lawinengräben durchzogen wird.

3.3.4 Wuchsgebiet und Waldgesellschaften

Das Untersuchungsgebiet ist Teil des Wuchsgebietes "1.2 - Subkontinentale Inneralpen - Westteil" und befindet sich im Areal 2. Wie bereits erwähnt, herrscht noch kontinental getöntes Gebirgsinnenklima vor, jedoch ist es etwas niederschlagsreicher als die Kernzone (1.1) (KILIAN et al. 1994). Die Höhenstufen fallen etwas niedriger aus als im Wuchsgebiet 1.1 (ENGLISCH und KILIAN [Hrsg.] 1998).

Vertikal kann jedes Wuchsgebiet in bis zu neun Höhenstufen gegliedert werden, wobei für jede Höhenstufe eine Leitgesellschaft charakteristisch ist. Falls jene Leitgesellschaft fehlt, fällt die Höhenstufe aus. In Anlehnung an die Waldtypisierung Tirol sind im vorliegenden Projektgebiet die Höhenstufen „hochmontan“ mit Fichten-Tannenwäldern und „tiefsubalpin“ (ts) mit Lärchen-Fichtenwäldern vertreten (Tab. 1, Abb. 8). Die Höhenstufe „hochmontan“ wird in 2 Stufen unterteilt: „hm1“ und „hm2“. „Hochmontan 1“ entspricht in den Inneralpen der mittelmontanen und teilweise der tiefmontanen Stufe im Buchenverbreitungsgebiet. Da aber im Silikatgebiet die typischen Fichten-Tannen-Buchenwälder fehlen, wird der Begriff „mittelmontan“ nur in den Gebieten verwendet, wo diese Mischwälder die Leitgesellschaft bilden (HOTTER et al. 2013a).

Tabelle 1: Höhenstufen und die dazugehörigen Leitgesellschaften im Untersuchungsgebiet (Quelle: Eigene Aufbereitung nach der Waldtypisierung Tirols, Teil 1 "Allgemein", S. 1 (HOTTER et al. 2013a)).

Code	Kurz	Bezeichnung	Leitgesellschaft
61	hm1	Hochmontan 1	Buchen-Fichten-Tannenwald (Inneralpen (Tannen-) Fichtenwald)
62	hm2	Hochmontan 2	Fichten-Tannenwald
70	Ts	Tiefsubalpin	Lärchen-Fichtenwald

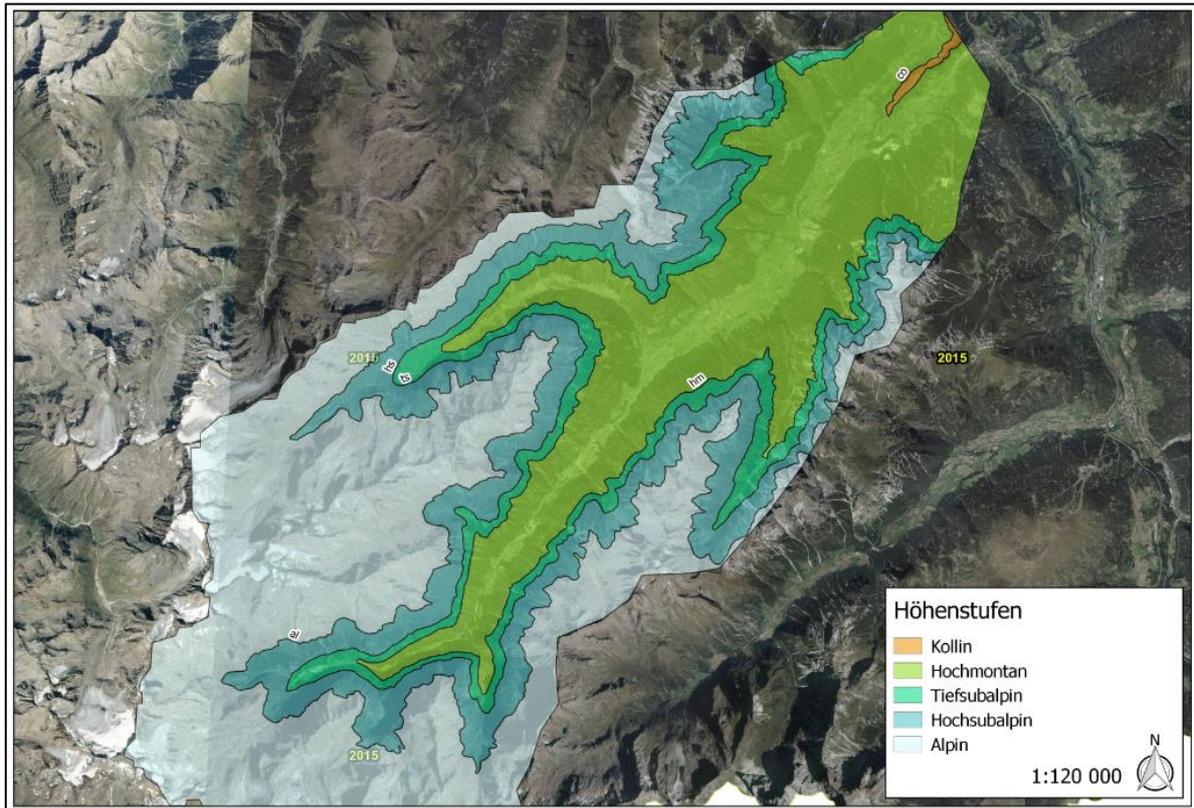


Abbildung 8: Darstellung der Höhenstufen im Stubaital laut der Waldtypisierung Tirols. Die untersuchten Bestände liegen nur in der hochmontanen und tiefsubalpinen Höhenstufe. Die Orthofotogrundlage aus dem Jahr 2015 entstammt der Geodatenbank „tiris“ des Landes Tirol, auch die Höhenstufen entsprechen jenen in „tirisMaps 2.0“ (Quelle des Luftbildes: Land Tirol, 2019b – data.gv.at; Quelle Höhenstufen: Land Tirol, unveröffentlichtes Material).

Es muss bedacht werden, dass die Höhenstufengrenzen von Natur aus niemals scharf sind, sondern stets sanfte Übergänge bilden, welche sich meist in einem Rahmen von etwa 50 Höhenmetern bewegen. Bei besonderem Lokalklima, bei starker Abschattung oder an warmen Südhängen können die Grenzen bis zu 200 Höhenmeter variieren. Die Ableitung der Höhenstufen in der Waldtypisierung erfolgt auf Basis von empirischen Daten, einem Einstrahlungsmodell und der Seehöhe aus einem digitalen Geländemodell, welche miteinander kombiniert werden (HOTTER et al. 2013a). In Unterkapitel „3.4.2. Boden“ werden die hier verwendeten Höhenstufenabgrenzungen genauer definiert.

Ebenfalls anhand der „Waldtypisierung Tirol“ werden die hauptsächlich vorkommenden, natürlichen Waldgesellschaften des Stubaitales identifiziert. Die Waldtypisierung liefert die potentiell natürlichen Waldgesellschaften unter aktuellem Klima. Es kann abgeleitet werden, wo welche Baumarten natürlich vorkommen (Potential).

Folgende sechzehn Waldtypen sind mehrfach anzutreffen (Abb. 9) und werden im Zuge dieser Arbeit und ihrer Fragestellung untersucht:

An den südexponierten Hängen:

- Montaner warmer Silikat-(Lärchen-)Fichtenwald (Fi 3)
- Montaner warmer Karbonat-Fichtenwald (Fi 8)
- Subalpiner warmer Silikat-Lärchen-Fichtenwald (Fs 2)
- Subalpiner trockener Silikat-Lärchen-Fichtenwald (Fs 4)
- Warmer Silikat-Lärchen-Zirbenwald (Zi4)

An den nordexponierten Hängen:

- Montaner kühler Silikat-Steilhang-Lärchen-Fichtenwald (Fi 9)

- Montaner armer Karbonat-Tannen-Fichtenwald (Fi23)
- Subalpiner kühler Silikat-Steilhang-(Grünerlen-Lärchen-)Fichtenwald (Fs 3)

An den nord- und südexponierten Hängen:

- Frischer Silikat-Fichten-Tannenwald (FT 1)
- Armer Silikat-Fichten-Tannenwald (FT 2)
- Montaner frischer Silikat-(Lärchen-)Fichtenwald (Fi1)
- Montaner armer Silikat-(Lärchen-)Fichtenwald (Fi2)
- Montaner trockener Silikat-(Kiefern-)Fichtenwald (Fi4)
- Subalpiner armer Silikat-(Lärchen-)Fichtenwald (Fs 1)
- Armer Silikat-Lärchen-Zirbenwald (Zi1)
- Kühler Steilhang-Silikat-(Grünerlen-Zirben-)Lärchenwald (La5)

Überall:

- Latschen, Grünerlen, Laubholz-Buschwälder, Verbuschende Flächen (k)

Die Waldtypenkarten können online in „*tirisMaps 2.0*“ unter: „www.tirol.gv.at/sicherheit/geoinformation/kartendienste/“ abgerufen werden. Abbildung 9 zeigt einen Ausschnitt des Stubaitales mit allen vorkommenden Waldtypen. Um genaue Informationen zu den einzelnen Polygonen zu erhalten, kann der Informationspfeil verwendet werden.

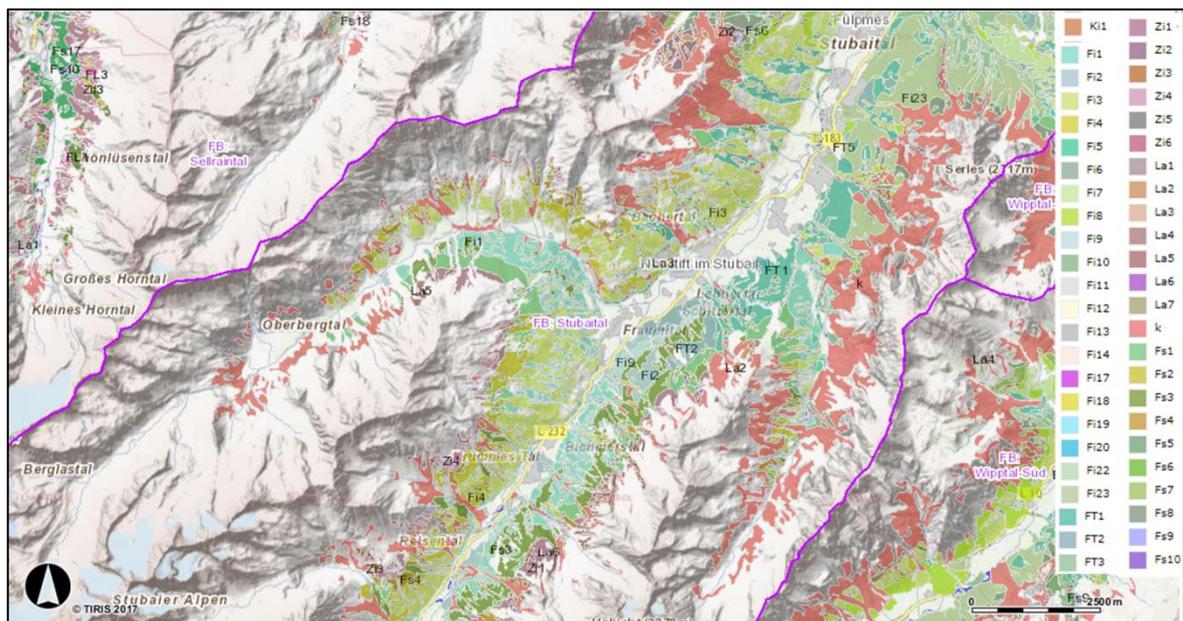


Abbildung 9: Karte mit den Waldtypen des Stubaitals, erstellt mit „*tirisMaps 2.0*“ im Maßstab 1:80.000 und die dazugehörige Legende mit den wichtigsten Waldtypen (Quelle: Eigene Erstellung mit *tirisMaps 2.0*).

3.4 Initialisierungsdaten

Nach der Beschreibung der grundlegenden Informationen zur Ökosystemmodellierung, dem Modell iLand und dem Untersuchungsgebiet, wird nun auf die Datenaufbereitung für die Initialisierung des Modells eingegangen. iLand benötigt zur standortsspezifischen Initialisierung der Testbestände Informationen zu vier großen Datenblöcken, Daten über den Bestand, den Boden, das Management und das Klima. In den folgenden Kapiteln wird genau erläutert, wie die verschiedenen Daten generiert wurden.

Die Bestandesdaten und ein großer Teil der Daten über den Boden wurden von mir erarbeitet, das Klima wurde von Werner Rammer vorbereitet und die Managementdaten sowie die Initialisierung des Modells wurde im Anschluss von Katharina Albrich durchgeführt. Um die Zusammenhänge und die späteren Analysen der Simulation und Evaluierung besser zu

verstehen, werden auch jene Themen kurz erklärt. Abbildung 10 zeigt den Ablauf der Initialisierung und Evaluierung auf einen Blick.

Die Verarbeitung und Analyse der Daten wurde mit den Programmen „Microsoft Excel 2010“, „R Project for Statistical Computing“ und „R Studio“ der Version 3.4.1 (R Core Team, 2017) durchgeführt.

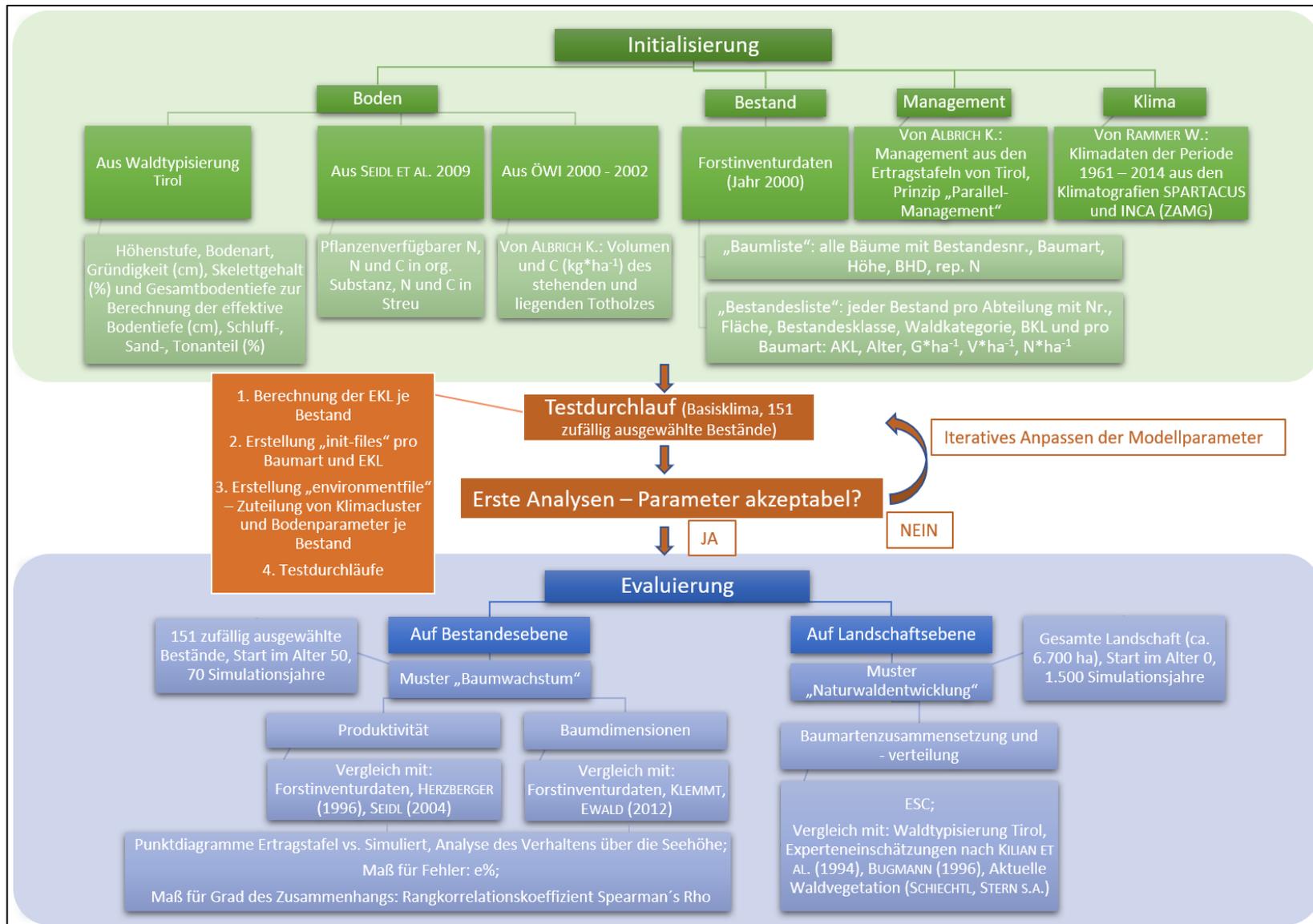


Abbildung 10: Initialisierung und Evaluierung des Waldlandschaftsmodells iLand auf einen Blick.

3.4.1 Bestand

Die Datengenerierung für die einzelnen Bestände ist der erste Schritt. Die vorliegende Arbeit lehnt sich, wie bereits erwähnt, sehr stark an die öffentlich zugängliche Waldtypisierung Tirols (AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG, ABTEILUNG FORSTPLANUNG [Hrsg.] 2016) an. Auf diese Weise kann auch von anderen Personen auf diese Datengrundlage zugegriffen werden und, der in dieser Arbeit beschriebene Ansatz, kann zu einem späteren Zeitpunkt eventuell wiederholt werden.

Quantitative Daten der Waldbestände in den Gemeinden Neustift im Stubaital und Fulpmes wurden in Form von Waldinventurdaten durch die Landesforstdirektion Tirol zur Verfügung gestellt.

3.4.1.1 Hauptwaldtypen

Aufgrund der strukturreichen Topographie des Stubaitals und der dadurch zahlreich vorkommenden Mikrohabitate, weist das Tal sehr viele kleinflächig bestehende, unterschiedliche Waldtypen auf. Um die Datenaufbereitung für die Modellinitialisierung und die spätere Evaluierung zu vereinfachen, wurden sich stark ähnelnde Waldtypen zu den am häufigsten vorkommenden Waldtypen zusammengelegt. Grundlage dafür war wiederum die Kartierung der Waldtypen aus der Waldtypisierung. Die Indikatoren, auf welchen die Zusammenlegung basierte, sind Exposition, Höhenstufe und Baumartenzusammensetzung. Die Zusammenlegung wurde von K. Albrich durchgeführt.

Nach dem Zusammenfassen der Waldtypen erwiesen sich 16 Typen als hauptsächlich vorkommend (Abb. 11). Eine genaue Beschreibung der einzelnen Typen kann dem „Waldtypenkatalog“ der „Waldtypisierung Tirol“ (AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG, ABTEILUNG FORSTPLANUNG [Hrsg.] 2016) entnommen werden.

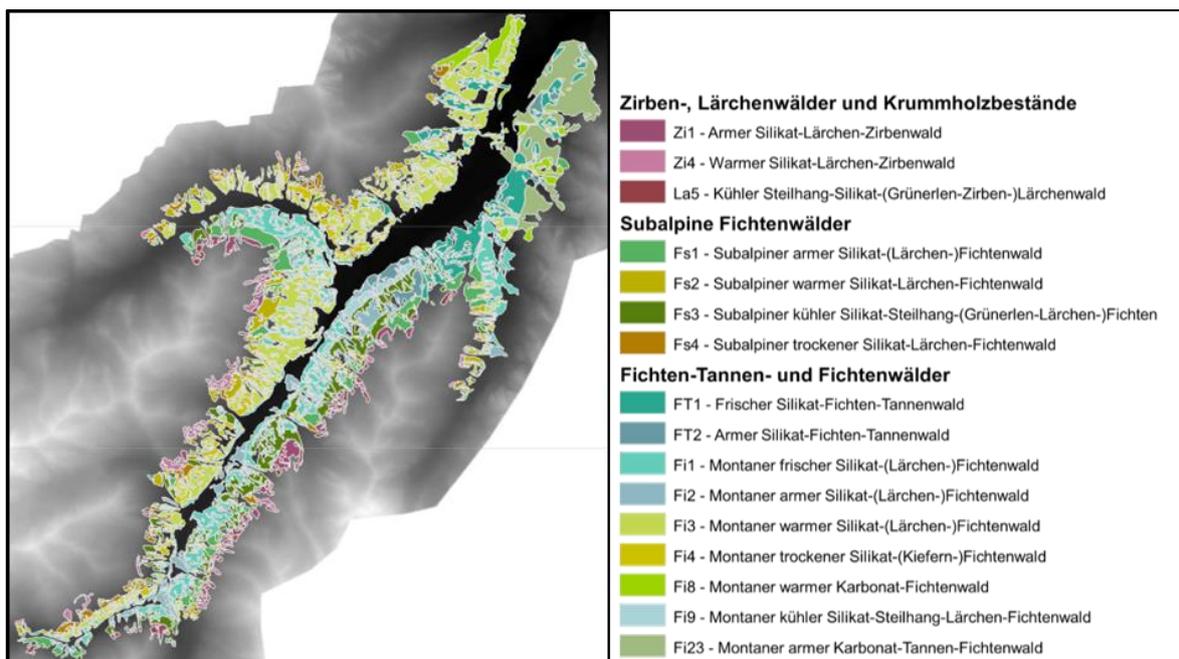


Abbildung 11: Grafische Darstellung der zusammengefassten 16 Hauptwaldtypen des Stubaitales (Quelle: ALBRICH, unveröffentlichtes Material).

3.4.1.2 Auswertung der Waldinventurdaten

Die Inventurdaten stammen vom Landesforstdienst Tirol und wurden im Jahr 2000 in den Wäldern der Agrargemeinschaft Fulmpes und Neustift im Stubaital gesammelt.

In einem ersten Schritt wurden die Daten mit GIS verschnitten und vereinheitlicht (gemeinsame Projektion: „MGI Austria GK West“). Im Anschluss wurden die einzelnen Winkelzählproben (WZP) dem jeweiligen Bestand und der Abteilung zugeordnet und für jede Baumart pro WZP das Volumen nach Pollanschütz pro Hektar und die Stammzahl pro Hektar berechnet. Der Großteil der Bestände beinhaltete weniger als drei Winkelzählproben, daher wurden in Fällen von mehr als einem Inventurpunkt pro Bestand stets die Mittelwerte zwischen den WZPs verwendet.

Folgende Formeln wurden für die Berechnung der Bestandesdaten verwendet:

$$\text{Berechnung der Grundfläche: } g \text{ (m}^2\text{)} = BHD \text{ (m)}^2 * \frac{\pi}{4} \quad [\text{Formel 1}]$$

$$\text{Berechnung der Stammzahl: } N_{rep} = \frac{k}{g} \quad [\text{Formel 2}]$$

Berechnung der Formzahl „Schaftholz mit Rinde“ nach POLLANSCHÜTZ (1974):

$$f_{SmR} = b_1 + b_2 LN_{(BHD_{dm})}^2 + b_3 \frac{1}{Höhe_{dm}} + b_4 \frac{1}{BHD_{dm}} + b_5 \frac{1}{BHD_{dm}^2} + b_6 \frac{1}{BHD_{dm} * Höhe_{dm}} + b_7 \frac{1}{BHD_{dm}^2 * Höhe_{dm}} \quad [\text{Formel 3}]$$

BHD... Brusthöhendurchmesser

Höhe... Höhe des Mittelstammes pro WZP

Für die Koeffizienten *b1* bis *b7* wurden folgende Werte verwendet:

Tabelle 2: Koeffizienten für die Berechnung der Formzahl nach POLLANSCHÜTZ (1974) (Quelle: STERBA 2012).

Formzahl POLLANSCHÜTZ (1974)					
Koeffizienten	Fichte	Tanne	Lärche	Kiefer	Buche
b1	0.4682	0.5802	0.6094	0.4359	0.6863
b2	-0.01392	-0.03074	-0.04557	-0.01491	-0.03715
b3	-28.213	-17.15	-18.663	5.2109	-31.067
b4	0.3747	0.0899	-0.2487	0	-0.3863
b5	-0.2887	-0.0806	0.1266	0.0287	0.2195
b6	28.28	19.66	36.98	0	49.61
b7	0	-2.458	-14.204	0	-22.372

In der Gemeinde Neustift, Abt. 2, kam in einigen Beständen die Baumart Zirbe vor. Dabei wurden für die Volumsberechnung nach Pollanschütz die Faktoren *b1* - *b7* für Kiefer verwendet.

$$\text{Berechnung des Volumens pro Hektar: } V_{rep} = (f_{SmR} * Höhe_m) * k \quad [\text{Formel 4}]$$

$$V_{ha} = \sum V_{rep} \quad [\text{Formel 5}]$$

$$\text{Berechnung der Stammzahl pro Hektar: } N_{ha} = \sum N_{rep} \quad [\text{Formel 6}]$$

Berechnung der Grundfläche Pro Hektar: $G_{ha} = \text{Anzahl Bäume in WZP (der Baumart)} * k$
 [Formel 7]

Mit den berechneten Werten wurde die sog. „Baumliste“ angelegt, welche eine Auflistung aller Bäume der Abteilung, mit deren Bestandesnummer, Baumart, Höhe, Brusthöhdurchmesser und repräsentativen Stammzahl, beinhaltet. Zusätzlich wurde die sog. „Bestandesliste“ pro Abteilung erstellt, welche alle Bestände mit deren Nummer, Fläche, Bestandesklasse, Waldkategorie, Betriebsklasse und pro vorkommender Baumart die Altersklasse, das gebohrte Alter, die Grundfläche pro Hektar, Stammzahl pro Hektar, Volumen pro Hektar und die Anteile in Zehnteln an Jungwuchs, Dichtung oder Stangenholz erfasst. In der Baum- und der Bestandesliste pro Abteilung werden alle Bestandesdaten zusammengeführt, welche für die Initialisierung von iLand benötigt werden.

Für die Gemeinde Fulpmes ergaben sich fünf Abteilungen mit insgesamt 1.095 Beständen, in der Gemeinde Neustift mit Herzeben acht Abteilungen mit insgesamt 4.336 Beständen (Abb. 12). Viele jener Bestände enthielten jedoch keine Information und wurden daher in der Evaluierung nicht weiter berücksichtigt. In den Jungbeständen, wo keine WZP möglich war, wurden bei der Inventur die Baumartenanteile in Zehnteln geschätzt. Um auch jene Information verwerten zu können, wurde eine Näherungsfunktion nach ASSMANN (1961) zu Hilfe genommen (siehe Tab. 3). Die Jungbestände wurden in drei Altersklassen unterteilt, für die gilt:

AKL 1 (Jahre 0-20) = 530.000 N*ha⁻¹ ... wobei dies die Stammzahl vom Alter 10 darstellt.

AKL 2 (Jahre 20-40) = 4.600 N*ha⁻¹ ... Stammzahl im Alter 30.

AKL 3 (Jahre 40-60) = 1.862,5 N*ha⁻¹ ... interpoliert aus der Tabelle für Alter 50.

Diese Werte werden gewöhnlich für Buchenbestände angenommen, dennoch wurden sie in dieser Arbeit für alle Baumarten verwendet.

Tabelle 3: Näherungswerte nach ASSMANN (1961, S. 139) für die Stammzahlabnahme in jungen, naturverjüngten Buchen-Beständen auf guten Standorten bei mäßiger Durchforstung (Quelle: http://www.wsl.ch/forest/waldman/vorlesung/ww_tk42.ehtml).

Alter Monate Jahre	Stammzahl pro ha	mittl. BHD cm
3	7'200'000	
6	4'600'000	
12 1	4'300'000	
24 2	3'700'000	
5	1'750'000	
10	530'000	
15	160'000	
20	50'000	1.5
30	4'600	7.4
40	2'520	10.4
60	1'205	17.8
80	665	24.8
100	405	32.0
140	185	47.9

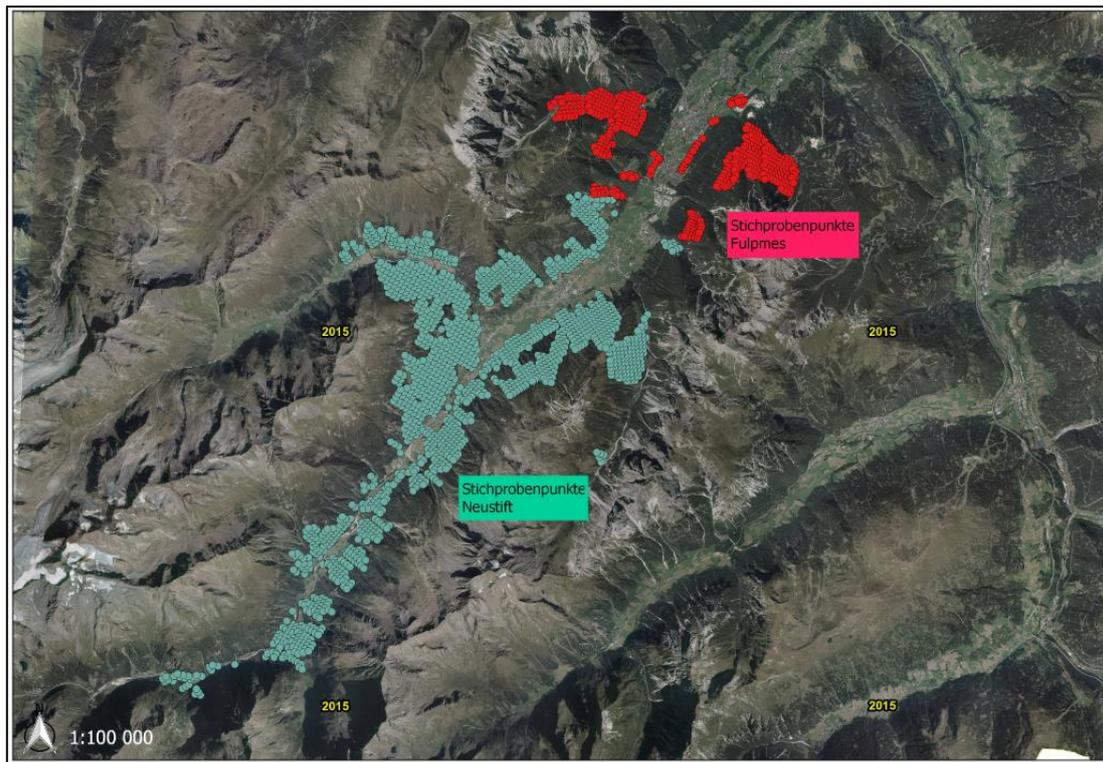


Abbildung 12: Verteilung der Inventurpunkte im Stubaital. Die Punkte der Gemeinde Neustift werden in grüner Farbe dargestellt, jene der Gemeinde Fulpmes in Rot. Das Orthofoto aus dem Jahr 2015 entstammt der *tiris*-Geodatenbank des Landes Tirol (Quelle des Luftbildes: Land Tirol, 2019b - data.tirol.gv.at).

3.4.2 Boden

Die Bodendaten für das Untersuchungsgebiet wurden zum größten Teil aus der Waldtypisierung entnommen. iLand benötigt sowohl die prozentuellen Anteile von Schluff, Sand und Ton, als auch die effektive Bodentiefe in Zentimeter. Jene wurden mit Werten aus der Waldtypisierung berechnet. Pflanzenverfügbarer Stickstoff, Stickstoff und Kohlenstoff in der organischen Substanz sowie in der Streu wurden aus der Bodendatenbank von SEIDL et al. (2009) entnommen. Dabei handelt es sich um eine aus statistisch und wissensbasierten Schätzungen generierte Datenbank, welche auf der österreichischen Waldbodenzustandsinventur (WBZI) und der Österreichischen Waldinventur (ÖWI) basiert. Diese Datenbank wurde bereits in mehreren Studien erfolgreich für die Initialisierung des Modells iLand zu Hilfe genommen (SEIDL et al. 2012a, ALBRICH 2016, THOM et al. 2017, ALBRICH et al. 2018).

Die effektive Bodentiefe (cm) dient zur Berechnung der Menge an Wasser, die ein Boden speichern kann. Dazu wird der Skelettgehalt (in %) von der Gründigkeit (in cm) subtrahiert.

$$\text{Effektive Bodentiefe [cm]} = \text{Mittlere Gründigkeit [cm]} - \left(\frac{\text{Mittlere Gründigkeit [cm]}}{100 * \text{Mittlerer Skelettgehalt [\%]}} \right) \quad [\text{Formel 8}]$$

Sowohl die Gründigkeit (cm) als auch der Skelettgehalt (%) stammen aus dem Waldtypenkatalog der Waldtypisierung. Zusätzlich wurden noch die Höhenstufe, die Nährstoff- und Wasserversorgung und die Bodenart je Waldtyp entnommen. Im Katalog wird jeder Typ stets nach demselben Schema mit diversen Grafiken charakterisiert (Beispiel in Anhang A, Abb. A1-A2). Die beschreibenden Grafiken sind nicht mit genauen Zahlen, sondern Begriffen versehen. Damit die Informationen quantifizierbar werden, wurde eine zugehörige Tabelle aus der Waldtypisierung, Teil 2 "Definitionen und Begriffe" (HOTTER et al. 2013b, S. 3) zu Hilfe genommen (Tab. A3, Anhang A). Je nach Klasse wurde immer der Mittelwert aus dem Minimum und dem Maximum des Kernbereichs gebildet.

Die effektive Bodentiefe ist sehr stark mit den Waldtypen korreliert und zeigt vor allem für die frischen Fichten- und Tannen-Bestände mit Fi1, Fi2, FT1 und FT2 hohe Werte (vgl. Abb. 11 und 13). Tendenziell scheinen die ostexponierten Hänge und die Kalkstandorte flachgründigere Böden aufzuweisen.

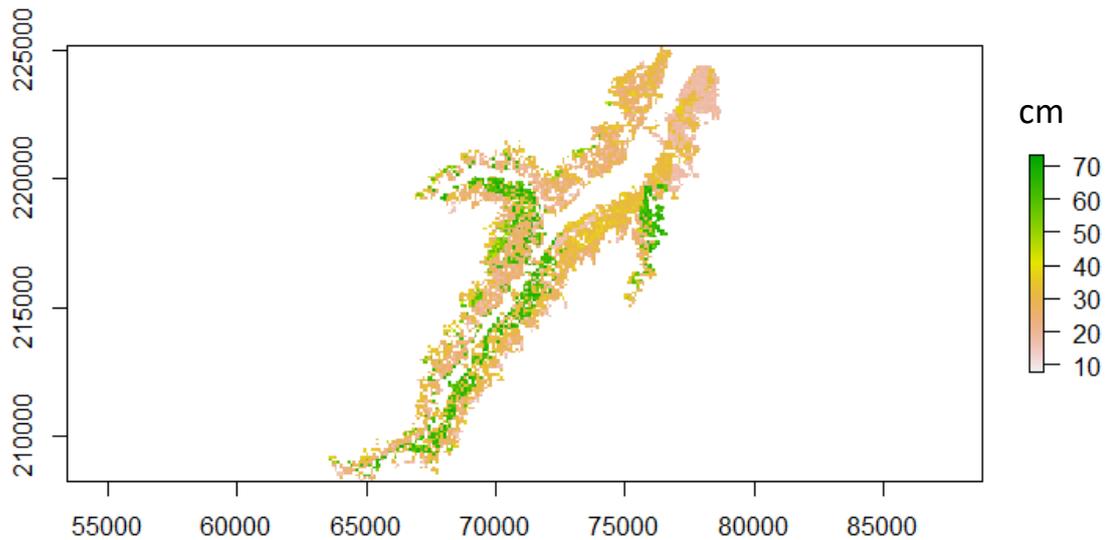


Abbildung 13: Effektive Bodentiefe in Zentimetern (Quelle: ALBRICH, K., unveröffentlichtes Material).

Zusätzlich benötigt iLand die Prozentwerte von Schluff, Ton und Sand im Boden. Dazu wurde von der Grafik „Bodenart“ (Waldtypenkatalog) ausgegangen und jene, anhand einer Tabelle aus der Waldtypisierung (Teil 3, „Definitionen und Begriffe“) (Anhang A) in die Schwereklassen übersetzt. Die Schwereklassen konnten mithilfe des Texturdreiecks von Österreich nach ENGLISCH (1992, S. 39) in Sand-, Schluff- und Tongehalt entschlüsselt werden. Beispielsweise hatte die Bodenart „Mittel“ die Schwereklassen „IU, sL, tS“. Die Kürzel im Texturdreieck zeigten, dass „IU“ einen minimalen Tongehalt von 15 % hat und einen maximalen Tongehalt von 25 % („sL“: min. 15%, max. 25%; „tS“: min. 10%, max. 25%). Somit ergab sich insgesamt ein Minimum mit 10 % und ein Maximum mit 25 %, welche im Mittel einen Tongehalt von 17.5 % bilden. Dasselbe Verfahren wurde auch bei dem Schluffwert angewandt. Anschließend wurden die beiden Mittel von 100 % abgezogen, um den Prozentsatz an Sand zu erhalten. Insgesamt gesehen sind die Sand-, Schluff- und Ton-Anteile bei allen Waldtypen sehr ähnlich und verteilen sich daher relativ homogen über die Landschaft. Dies ist vor allem beim Prozentsatz an Sand klar ersichtlich. Schluff und Ton sind in geringeren Mengen in der Landschaft vorhanden (Abb. 14).

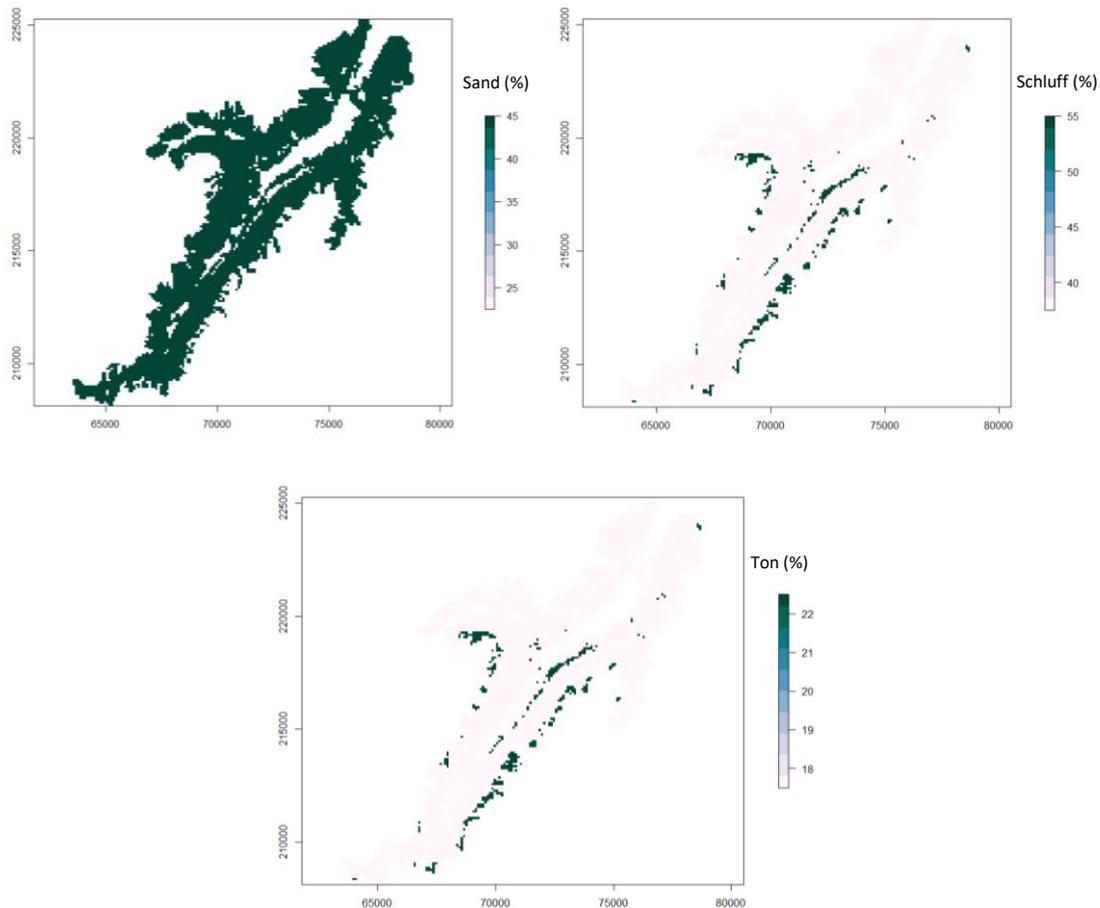


Abbildung 14: Sand-, Schluff- und Tonanteile in Prozent (Quelle: ALBRICH, unveröffentlichtes Material).

Um die Nährstoffverfügbarkeit zu quantifizieren, wurde die Graphik der Wasser- und Nährstoffversorgung pro Waldtyp (Waldtypenkatalog) verwendet. Jene stellt ein schematisches Ökogramm (Definitionen nach ENGLISCH und KILIAN 1998) mit einer 5-teiligen Skala von arm bis reich, und den Übergängen dar. Dasselbe Ökogramm beschreibt auch den Wasserhaushalt mithilfe einer 7-teiligen Skala, welche von trocken bis nass reicht. Zur Quantifizierung wurden wiederum Minimum und Maximum des Kernbereichs okular am Computer abgeschätzt und davon der Mittelwert in Prozent gebildet.

Wie bereits erwähnt, stammen die Werte für den Bodenstickstoff und den Kohlenstoff aus der bereits bestehenden Datenbank von SEIDL, RAMMER und LEXER (SEIDL et al. 2009). Für die Bestimmung des pflanzenverfügbaren Stickstoffs („*n_available*“), „SOMN“ (*Soil organic matter nitrogen* – Stickstoff in der organischen Bodensubstanz) und „Litter N“ (Stickstoff in der Streu) sowie „SOMC“ (*Soil organic matter carbon* – Kohlenstoff in der organischen Bodensubstanz) und „Litter C“ (Kohlenstoff in der Streu), wurde die Datenbank von ALBRICH nach Wuchsgebiet 1.2, Höhenstufe, Bodentyp und Exposition gefiltert. Pflanzenverfügbare Stickstoff wirkt in iLand als Indikator für Nährstofflimitierung (SEIDL et al. 2012a). Um Variation zu schaffen wurde jedem 100 x 100 m Pixel (= *resource unit*) zufällig je nach Waldtyp, Seehöhe, Neigung und Exposition aus dem Höhenmodell von ALBRICH K. ein Inventurpunkt aus der ÖWI zugewiesen, von welchem er die Werte übernimmt („*sampling with replacement*“) Die genauen Bodenwerte je Waldtyp, die für die Initialisierung verwendet wurden, sind im Anhang A, Tabelle A4, angeführt.

Als Höhenstufengrenzen wurden jene aus der Wuchsgebietsbeschreibung des Wuchsgebietes 1.2 der Waldtypisierung verwendet (HOTTER et al. 2015, S. 12), mathematisch richtig gerundet und je nach Exposition aufgeteilt (Tab. 4).

Tabelle 4: In der vorliegenden Studie verwendete und mathematisch richtig gerundete Höhenstufengrenzen auf Basis der Tabelle 5, S. 12: Gemittelte Höhenstufengrenzen für die Zonen "13" und "23" im Inntal, äußeren Wipptal und Sellraintal (Wuchsgebiet 1.2) (Quelle: Eigene Erstellung nach der Waldtypisierung, Teil 4 "Wuchsgebiet 1.2", S. 12; HOTTER et al. 2015).

Wuchsgebiet 1.2			
Höhenstufe	Bezeichnung	Seehöhen-Grenzen sonnseitig	Seehöhen-Grenzen schattseitig
hs	Hochsubalpin	1800 – 2300	1700 - 2200
ts	Tiefsubalpin	1600 – 1800	1400 - 1700
hm2	Hochmontan 2	1300 – 1600	1200 - 1400
hm1	Hochmontan 1	900 – 1300	800 - 1200

Als Grundlage für den Filter „Bodentyp“ diente das Bodenprofilbeispiel und jene Böden, die pro Waldtyp unter dem Kapitel „Boden“ im Waldtypenkatalog der Waldtypisierung angeführt werden.

Vor allem in den tieferen Lagen und an den südexponierten Hängen stellte K. Albrich ein zu starkes Wachstum der Bäume fest. Aus diesem Grund wurden die Stickstoff-Werte durch das Entfernen der Werte ab der 75. Perzentile angepasst. Abbildung 15 zeigt die Stickstoffmengen ($n_{available}$) in $kg\ ha^{-1}\ Jahr^{-1}$ vor und nach der Anpassung. Der pflanzenverfügbare Stickstoff und der Kohlenstoff in Boden und Streu zeigen ein Muster über die Waldtypen und die Seehöhe. SOMC weist im Tal viel niedrigere Werte auf als in höheren Lagen, ebenfalls deutlich geringere Mengen zeigen sich auf den Kalkstandorten am Elfer und nordöstlich davon. Ein ähnliches, aber weniger deutlich ausgeprägtes Bild zeigt sich auch bei Kohlenstoff in der Streu. Mögliche Ursachen könnten historische Streunutzung in den Tallagen sein sowie erhöhte Nährstoffauswaschung im Kalk.

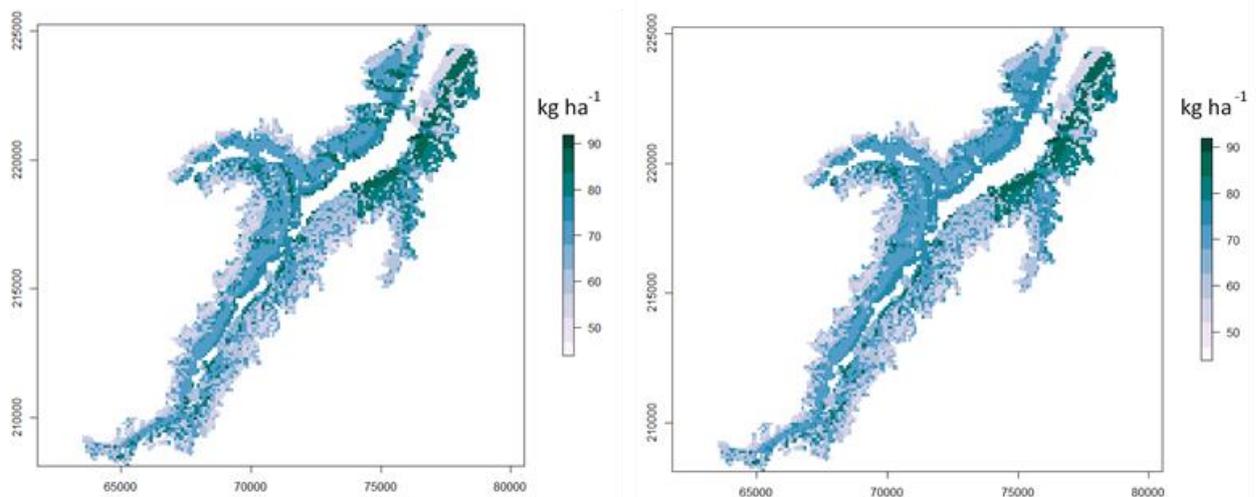


Abbildung 15: Stickstoffmengen ($n_{available}$) in $kg*ha^{-1}\ Jahr^{-1}$ vor (links) und nach der Anpassung durch ALBRICH (rechts) (Quelle: ALBRICH, unveröffentlichtes Material).

Zusätzlich generierte K. Albrich auch die Daten für das stehende und liegende Totholz im Modell. Da weder in der Bodendatenbank, noch in den Inventurdaten der Landesforstdirektion Tirol entsprechende Werte vorhanden sind, wurden die Werte aus der Österreichischen Forstinventur der Periode 2000 – 2002 verwendet. Dort wird das Volumen des stehenden Totholzes wahlweise pro Höhenstufe, natürlicher Waldgesellschaft, Eigentumsart, Betriebsart und BHD-Stufen angegeben (Quelle: <http://bfw.ac.at/rz/wi.home>). Um den Anteil an liegendem

Totholz festzulegen, benutzte K. Albrich die Daten der Inventurperiode 2007 – 2009 aus dem BFW Praxisinfo Nr. 24. Sie nahm das Verhältnis als konstant über die Zeit an und legte es fest auf: Liegendes Totholz = 1.62 x stehendes Totholz. Zusätzlich wurden die daraus resultierenden Kilogramm Kohlenstoff pro Hektar mit folgender Formel berechnet:

$$C = \text{Totholz} * 1000 * 0.9 * 0.5 * 0.5 \quad [\text{Formel 9}]$$

Dabei beschreibt der Faktor 0,9 den Rindenabzug, 0,5 das Trockengewicht, die nächsten 0,5 das Kohlenstoffäquivalent und die Zahl 1.000 wandelt den Wert in Kg ha^{-1} um (ALBRICH, unveröffentlichtes Material).

Die Abbildungen von K. Albrich zeigen, dass der Kohlenstoffgehalt in Kilogramm pro Hektar von liegendem und stehendem Totholz mit der Seehöhe zunimmt. Dieses Muster spiegelt sich auch bei der Menge des gesamten Kohlenstoffes in stehendem und liegendem Totholz sowie in Boden und Streu wider. Dort spielen vor allem Boden und Streu eine sehr wichtige Rolle. Die Bestände auf den Kalkstandorten heben sich mit einem niedrigen Kohlenstoffgehalt von jenen im restlichen Tal ab (Abb. 16).

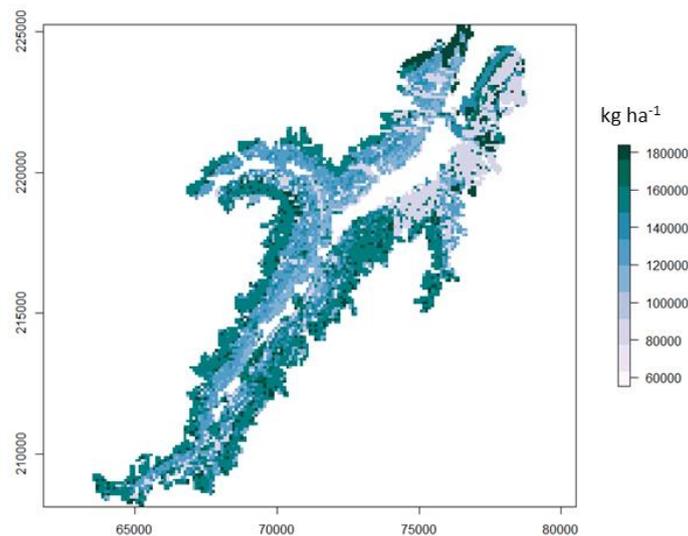


Abbildung 16: Gesamtkohlenstoff (in $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) der unbelebten Substanzen: Stehendes und liegendes Totholz, Boden und Streu (Quelle: ALBRICH, unveröffentlichtes Material).

3.4.3 Klima

Die diversen Klimadaten wurden von W. Rammer aufbereitet. Er erstellte die Cluster, berechnete das Wasserdampfdefizit (*vapour pressure deficit*) und erstellte mit den vorhandenen Daten die Klimadatenbank mit dem historischen Klima für iLand.

Für die Evaluierung wurden dem Modell Klimadaten aus der Periode 1961 bis 2014 als Baseline-Klima zur Verfügung gestellt. Durch das Baseline-Klima wird angenommen, dass sich das Klima im Vergleich zur Referenzperiode nicht ändert. Dafür wurden Klimadaten von durch Zufall ausgewählten Jahren aus der Referenzperiode verwendet und über den gesamten Simulationszeitraum zufällig wiederholt.

Die Klimadaten stammen von den Klimatologien „SPARTACUS“ und „INCA“ der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG). SPARTACUS (HIEBL und FREI 2016) stellt seit 1961 österreichweit mit einer räumlichen Auflösung von $1 \times 1 \text{ km}$ die täglichen Minima und Maxima der Lufttemperatur sowie die Niederschlagssummen zur Verfügung. Von jenem Datensatz stammen die Klimadaten von 1961 bis 2014. INCA (HAIDEN et al. 2011) ermöglicht den Zugriff auf diverse Klimadaten innerhalb der Periode 2003 bis 2014 (einige Variablen gibt es bereits bis 2016). Diese Daten wurden vom Institut für Meteorologie an der Universität für Bodenkultur kombiniert und auf die hier verwendete Rastergröße ($100 \times 100 \text{ m}$) skaliert.

Für die Tests in dieser Arbeit wurden keine Störungen und somit auch keine Winddaten berücksichtigt, das Störungsmodul in iLand war nicht aktiviert. Jene werden erst in den nachfolgenden Modellierungen mit den verschiedenen Klimaszenarien miteinbezogen.

Um einerseits die Datenmengen, die iLand generieren muss, so gering als möglich zu halten und andererseits so viel klimatische Variabilität wie möglich beizubehalten, wurden die Klimadaten geclustert. Das bedeutet, Datenpunkte mit ähnlichen klimatischen Eigenschaften wurden zu einem Klimacluster zusammengelegt, welcher ein größeres Gebiet repräsentiert, sprich Daten wurden gruppiert. Dadurch entstanden Gruppen von resource units, die dasselbe Klima haben. Mit der Anzahl von 700 Clustern wurde die kleinste Abweichung von den realen Erhebungspunkten erzielt und somit wurde jene Anzahl für den weiteren Verlauf verwendet. Die mittlere Clustergroße betrug 9.8 ha (Minimum: 1 ha, Maximum: 46 ha).

In Abbildung 17 werden Boxplots für Temperatur, Niederschlag, Globalstrahlung und Wasserdampfdefizit aus der Periode 1961 bis 1990 dargestellt. Der Median der mittleren Jahrestemperatur liegt in etwa bei 3 – 3.5 ° C, jener des mittleren Jahresniederschlags bei ca. 1000 mm, der Median der mittleren Globalstrahlung beträgt um die 10 MJ*m⁻²*Tag⁻¹ und jener des mittleren Wasserdampfdefizites ca. 0,25 kPa (RAMMER, unveröffentlichtes Material).

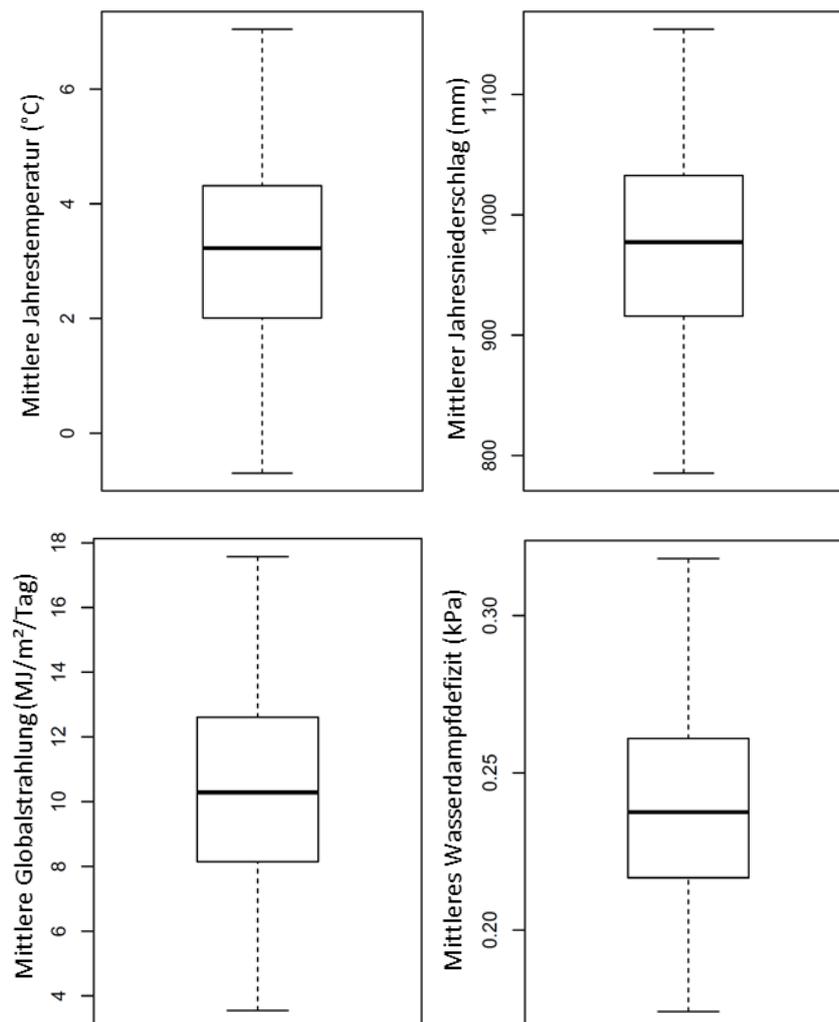


Abbildung 17: Die Boxplots zeigen die Variation des historischen Klimas zwischen den Jahren 1961 bis 1990 anhand von Medianen für Temperatur, Niederschlag, Globalstrahlung und Wasserdampfdefizit (Quelle: RAMMER, unveröffentlichtes Material).

3.4.4 Management

Für die Beantwortung der ersten beiden Fragestellungen dieser Arbeit wurde das Management von ALBRICH K. in Anlehnung an das Management aus den Ertragstafeln für Tirol erstellt. Die Fichten- und Buchenertragstafeln sind genau auf Nord- und Osttirol abgestimmt und wurden aus zahlreichen Stammanalysen und vorhandenem Stichprobenmaterial aus der Tiroler Forstbetriebseinrichtung von Prof. Dr. Otto Eckmüller erstellt. Die Tafeln für Fichte sind nach Geologie und Ertragsniveau aufgeteilt, weshalb für das Stubaital die Kategorie „Fichte – Silikat - Ertragsniveau mittel“ anzuwenden ist. Für die übrigen Baumarten werden Ertragstafeln für Südtirol (Lärche, Kiefer), Murau (Zirbe) und Baden- Württemberg (Tanne) verwendet (online als Download verfügbar unter: <https://www.tirol.gv.at/umwelt/wald/wirtschaft/ertragskundliche-grundlagen/ertragstafeln/>).

In das Modell iLand selbst wurde das Management in Form des sog. Parallel-Managements implementiert. Dabei verglich die Manage-Funktion alle 10 Jahre die Stammzahl der Bäume, die aktuell in der *resource unit* stockten, mit der verbleibenden Stammzahl aus der Ertragstafel. Jene Bäume, die zu viel waren, wurden entfernt. Die Bewirtschaftung laut Ertragstafel unterstellt eine Niederdurchforstung und erfolgte alle 10 Jahre. Aufgrund des Prinzips der Niederdurchforstung wurden stets die schwächsten Bäume zuerst entnommen.

Weder abiotische noch biotische Störungen wurden berücksichtigt. Außerdem gab es keine Verjüngung im klassischen Sinn, sondern die Bäume wurden mit dem Anfangsalter laut Ertragstafel, welches in diesem Falle 50 Jahre beträgt, in Reinbeständen auf der Fläche initialisiert. Dort knüpfte dann das eigentliche Management bzw. die Stammzahlreduktion nach der Ertragstafel an.

Für die Beantwortung der dritten Fragestellung wurde kein Management vorgesehen. Der Wald sollte sich von nacktem Boden aus über 1.500 Jahre lang ohne menschliche Bewirtschaftung natürlich entwickeln.

3.5 Simulationsdesign und Datenanalyse

Mit diesen nun beschriebenen vier Datenblöcken zu Bestand, Boden, Klima und Management konnte das Modell initialisiert werden. Die Simulationen für die Evaluierung von iLand für die Bergwälder des Stubaitals wurden auf 6.700 ha durchgeführt, wobei 4.931 ha davon bestockbare Flächen sind.

Bei der Initialisierung wurden die Anfangsbedingungen, mit denen das Modell gestartet werden sollte, festgelegt. Dazu wurden sog. Initialisierungsdateien (*init files*) pro Baumart und Ertragsklasse mit den wichtigsten Bestandesdaten, wie Initialisierungsstammzahl, BHD-Schwankungsbereich um den mittleren BHD aus der Ertragstafel, h/d-Wert etc. erstellt. Mithilfe eines Rasters wurden 151 Winkelzählprobenpunkte ausgewählt, welche getestet wurden. Die Rastergröße betrug 56 x 56 Punkte mit einem Punktabstand von 250 m, sprich einer Ausdehnung von 14 x 14 km. Als Testbestände wurden jene Winkelzählproben ausgewählt, welche sich innerhalb eines Abstands von 50 m zu einem Rasterpunkt befanden. Ertragsklassen der WZP-Punkte wurden aus Forstinventurdaten des Jahres 2000 berechnet. Jeder Punkt repräsentiert einen 100 x 100 m großen Bestand (*resource unit*) und erhielt eine eigene Umweltdatei (*environment file*) mit einem spezifischen Management, Klima und Vegetation (aus den *init files*). Pro Baumart wurden zudem bestimmte Parameterwerte festgelegt, welche für die Simulationen der Waldlandschaft benötigt werden. Tabelle 5 zeigt einen Ausschnitt einiger interessanter Parameter daraus.

Sobald dieser Schritt abgeschlossen war, wurde das Modell von K. Albrich initialisiert und ein Kalibrierungsrun durchgeführt. Jener wurde im Bestandesalter 50 gestartet und 70 Jahre laufen gelassen. Die mittlere initiale Grundfläche der 151 Bestände lag bei $41,0 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$, zu welcher die Fichte mit 68 %, die Lärche mit 18 % und die Zirbe mit 14 % beitrug. Anschließend wurde das 70. Simulationsjahr analysiert, was einem Bestandesalter von 120 Jahren entspricht. 70 Jahre wurden deshalb ausgewählt, weil die höchste im Stubaital vorkommende Ertragsklasse der Fichte (EKL 14) in den Ertragstafeln nur Werte bis zum Bestandesalter 120 liefert. Somit entspricht der gewählte Zeitpunkt der Analyse in etwa dem Umtriebsalter.

Für die Kalibrierung wurden jene simulierten Ergebnisse mit den Referenzwerten aus den Ertragstafeln verglichen und das Modell wurde von K. Albrich daran angepasst. In diesem Falle waren die Abweichungen und damit auch die Anpassungen derart gering, dass nur kurz darauf eingegangen wird. Bei den Mittelhöhen und der Gesamtwuchsleistung zeigten sich geringe Biases, aber große Streuung, was typisch für prozessbasierte Modelle ist. Auf Landschaftsebene betrachtet sind die Ergebnisse jedoch angemessen und die Streuung unbedenklich. Die Baumart Zirbe wies die größten Unterschiede auf, da deren Mittendurchmesser zu niedrig waren. Jene verursachten zu geringe Volumina, GWL etc. Auch die Seehöhen wurden noch einmal überprüft, da die Bäume, v.a. die Fichten, in den Hochlagen noch zu gut wuchsen. Dies könnte damit zusammenhängen, dass die Punkte aus der Österreichischen Waldinventur (ÖWI) mit den Bodenwerten in jenen Lagen unterrepräsentiert sind.

Tabelle 5: Auszug aus der Parametertabelle für die drei wichtigsten Baumarten im Stubaital, welche das Verhalten der Baumarten während der Simulationen festlegt. Das maximale Alter sowie die maximale Höhe dienen der Bestimmung der Alterung und der Mortalitätswahrscheinlichkeit, Bäume können jedoch auch älter oder höher werden als dieser Wert. Bei der Reaktion auf Licht beschreibt Klasse 1 eine sehr hohe Abhängigkeit von Licht und Klasse 5 wird von einer sehr hohen Schattentoleranz charakterisiert. Bei der Reaktion auf Stickstoff bedeutet Klasse 1 Effizienz trotz geringer N-Verfügbarkeit und Klasse 3 hohen N-Bedarf. Weitere Informationen zu den einzelnen Parameterdefinitionen können der Internetseite „<http://iland.boku.ac.at/species+parameter>“ entnommen werden.

Abkürzungen: Art = Baumart, Max.A = Maximales Alter, Max.H = Maximale Höhe, Mort.A = Wahrscheinliche Mortalität dr Alter, Mort.S = Wahrscheinliche Mortalität durch Stress, Reakt.L = Reaktion auf Licht, Min.T = Minimale Temperatur für das Wachstum, Opt.T = Optimale Temperatur für das Wachstum, Reakt.N = Reaktion auf Stickstoff, Reife = Reife, Sji. = Samenjahrintervall, HD.S = HD-Wert Setzling.

Art	Max.A	Max.H	Mort.A	Mort.S	Reakt.L	Min.T	Opt.T	Reakt.N	Reife	Sji.	HD.S
	Jahre	m			Klasse	° C	° C	Klasse	Jahre	Jahre	
Fichte	600	56	0.01	1.39	3.2	-2	17	2	40	4	95
Lärche	750	48	0.01	0.3	1.5	-1	19	1.5	25	5	90
Zirbe	700	26	0.01	1.39	2.8	1	11	1.5	50	4	105

Da iLand ein prozessbasiertes Modell ist, kann kein Standardfehler berechnet werden. Um trotzdem abschätzen zu können, ob iLand in der Lage ist, die Prozesse möglichst richtig sowie die richtigen Prozesse abzubilden und all die anderen Gründe zu erfüllen, wie in Kapitel 3.1.3 beschrieben, muss eine Modellevaluierung durchgeführt werden. Nach der Parametrisierungsphase wurden dazu die Evaluierungsruns simuliert. Eine Evaluierungsrunde startete wieder im selben Jahr und lief aus den oben genannten Gründen wiederum 70 Jahre. Dabei wurden fünf Durchläufe gestartet, um zufällige Prozesse in den Simulationen zu berücksichtigen. Die Werte wurden in Folge gemittelt. Diese Serie diente zur Analyse der ersten beiden Hypothesen, bei welchen die simulierten Parametern, die Referenzwerte aus den Ertragstafeln und der Einfluss der Seehöhe betrachtet wird. Eine zweite Evaluierungsrunde wurde für die dritte Hypothese bezüglich der Naturwaldentwicklung im Stubaital für 1.500 Jahre laufen gelassen und startete ausgehend von nacktem Boden. Auch sie wurde fünfmal wiederholt (siehe Kap. 3.5.1).

Um Vergleiche mit anderen Modellen zu ermöglichen und eine sinnvolle Evaluierung durchzuführen, sollten stets der Zweck des Modells, der Kontext, in welchem es in Betrieb sein wird und die Kriterien, die das Modell erreichen muss, um geeignet für den Gebrauch zu sein, fixiert werden (RYKIEL 1996, SHIFLEY et al. 2009, TAYLOR et al. 2009)(Tab. 6).

Tabelle 6: Zusammenfassung der Evaluierungskriterien (verändert nach TAYLOR et al. 2009, S. 25).

Evaluierungskriterien	
<u>Input-Daten</u>	Input-Daten kompatibel mit für gewöhnlich vorhandenen Daten in der Bewirtschaftungsplanung -> Forstinventurdaten des Stubaitales vom Jahr 2000; zusätzlich Bodendaten aus der Waldtypisierung Tirol und einer von SEIDL et al. (2009) generierten Datenbank basierend auf der Österreichischen Waldbodenzustandsinventur (WBZI) und der Österreichischen Waldinventur (ÖWI); des weiteren Managementdaten aus den Ertragstafeln Tirols; sowie Klimadaten aus der Periode 1961 bis 2014 (Klimatografien „SPARTACUS“ und „INCA“) der ZAMG, bearbeitet vom Institut für Meteorologie an der Universität für Bodenkultur.
<u>Inferenzraum</u>	Planungshorizont: Fragestellung 1 und 2: 70 Simulationsjahre bzw. bis zum Alter 120 (erfasst ca. eine Umtriebszeit) Fragestellung 3: 1.500 Simulationsjahre (erfasst den Verlauf der Sukzession) Zeitliche Auflösung: F1 und F2: 10 Jahre; F3: 100 Jahre Zeitliche Kapazität: F1 und F2: Initialisierung im Alter 50, Simulation von 70 Jahren, somit beträgt das Alter des Bestandes, welcher analysiert wurde, 120 Jahre (Ertragstafelwerte vs. simulierte Werte) F3: Initialisierung im Alter 0, Simulation von 1.500 Jahren Kleinste Einheit: Einzelbaum Größte Einheit: Landschaft Räumliches Modell -> iLand nutzt geografische Informationen (GIS Technologie).
<u>Komplexität</u>	iLand ist ein forschungsorientiertes Modell
<u>Flexibilität</u>	iLand ist in der Lage von Mensch und Natur verursachte Störungen darzustellen; das Modell beherrscht die Fähigkeit unterschiedliche Managementszenarios darzustellen; es kann einfach für unterschiedliche Wälder und Umweltbedingungen rekaliert und angepasst werden; der Modell-Output kann gut in andere Managementplanungstools integriert werden, wie z. B. in GIS-Programme;

3.4.5 Pattern-Oriented Modeling

Für die Evaluierung wurden die Methoden des Vergleichs mit unabhängigen empirischen Daten und des „*Pattern-Oriented Modeling*“ nach GRIMM et al. (2005) kombiniert.

Da wir von einem dynamischen Netzwerk von komplexen Systemen mit sich autonom anpassenden Agenten umgeben sind (z. B. Ökosysteme, Finanzmärkte, Städte), die in verschiedensten Wechselbeziehungen zueinander stehen, ist es eine Herausforderung für die moderne Wissenschaft derartige Systeme zu verstehen und vorherzusagen. Bottom-up-Simulationen, sprich das Simulieren ausgehend von den kleinsten Einheiten, sind eine Möglichkeit damit umzugehen. Um die beiden größten Herausforderungen des Bottom-up-Modellierens, die Komplexität und die Unsicherheit, in den Griff zu bekommen, wurde von GRIMM et al. (2005) der Ansatz des „*Pattern-Oriented Modeling*“ (POM) entwickelt. Er dient dazu, die interne Organisation von agentenbasierten komplexen Systemen zu entschlüsseln

und evtl. algorithmische Theorien zwischen adaptivem Verhalten und Systemkomplexität zu vereinen. Bei dieser Strategie werden multiple Muster (*patterns*) in realen Systemen auf verschiedenen hierarchischen Ebenen und Maßstäben gesucht und dazu verwendet, um die Modellkomplexität zu optimieren und Unsicherheit zu reduzieren. Dadurch wird die Modellstruktur in die sog. „*Medawar Zone*“ gebracht, in der das Modell weder zu komplex, noch zu einfach ist (GRIMM et al. 2005). Auch bei der Entwicklung von iLand wurde auf dieses Prinzip geachtet und aus diesem Grund ein mittleres Maß an Komplexität gewählt (SEIDL et al. 2012a). Neben der Komplexität, kann mithilfe dieser Methode auch Unsicherheit in den Modellparametern quantifiziert und reduziert werden (GRIMM et al. 2005).

Konkret wurden für die Evaluierung von iLand für das komplexe System der Bergwälder im Stubaital zwei Muster (*patterns*) beobachtet und analysiert, das Baumwachstum und die Naturwaldentwicklung. Weiters wurden für jedes Muster quantitative Kriterien festgelegt, um die Vergleiche zwischen Ertragstafelwerten (ET) und simulierten Mustern beschreiben zu können. Die Werte aus den Ertragstafeln dienen dabei als „beobachtete“ Referenzwerte. Das Muster „Baumwachstum“ wird anhand der Mittelhöhe (m), Mittendurchmesser (cm), Grundfläche ($m^2 \cdot ha^{-1}$), Volumen ($m^3 \cdot ha^{-1}$), durchschnittlichem Gesamtzuwachs ($m^3 \cdot ha^{-1}$) im Alter 100 und der Ertragsklasse im Alter 120 beobachtet. Das Muster „Naturwaldentwicklung“ wird anhand der potentiell natürlichen Waldvegetation (PNWV) untersucht (Baumartendiversität und räumliche Verteilung).

Um ein breites Anwendungsfeld des Modells im Management von Waldressourcen zu garantieren sowie für eine praktische Anwendung zu sorgen, wurde das Modell mit Forstinventurdaten initialisiert und evaluiert, da jene Daten für gewöhnlich den meisten Waldbewirtschaftenden zur Verfügung stehen. Großräumige, langfristige und räumlich explizite Forstinventuren können die Beschaffung von Daten verbessern und die Genauigkeit von Vorhersagen erhöhen. (SEIDL et al. 2005, PRETZSCH et al. 2008, TAYLOR et al. 2009). Außerdem wird, wie bereits im allgemeinen Kapitel zur Modellevaluierung beschrieben, die Evaluierung mit unabhängigen Daten von vielen Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftlern angeraten. Vor diesem Hintergrund wurde in dieser Arbeit ebenfalls mit unabhängigen Daten gearbeitet.

Trotz datenintensiver Evaluierungsmethoden oder dem Vergleich der Ergebnisse mit jenen anderer Modelle, sollten zusätzlich Fachleute zu Rate gezogen werden (SHIFLEY et al. 2017). Dies wurde hier in Form von Beratung durch die Modellentwickler R. Seidl und W. Rammer berücksichtigt.

Muster 1: Baumwachstum (Produktivität und Baumdimensionen)

Das Experiment sollte testen, ob das Modell in der Lage ist, das Baumwachstum auf verschiedenen Höhenstufen und für verschiedene Waldtypen mit unterschiedlicher Baumartenzusammensetzung zu simulieren. Die Höhenstufen reichen von der hochmontanen bis zur hochsubalpinen Stufe, bewirtschaftet wurden die Wälder in Anlehnung an die Ertragstafeln.

Für die Untersuchung des ersten Musters „Baumwachstum“ wurde sowohl ein Test über die Produktivität des Bestandes als auch ein Test über die Baumdimensionen durchgeführt. Bei dem Produktivitätstest ging es vor allem darum, die simulierten Ertragsklassen mit den Referenzwerten aus den Ertragstafeln zu vergleichen und anhand derer festzustellen, ob iLand in der Lage ist, die Bergwälder des Stubaitales realitätsgetreu abzubilden. Bei dem Test über die Baumdimensionen ging es darum, die simulierten Baumhöhen und Brusthöhendurchmesser mit den entsprechenden Referenzwerten aus den Ertragstafeln zu vergleichen. Die Datenaufbereitung und Simulation der beiden Tests in iLand erfolgte zugleich und auf dieselbe Art und Weise. Als Ausgangspunkt für die Referenzwerte aus den Ertragstafeln diente die Forstinventur des Jahres 2000 (siehe u. a. Kap. 3.4.1). Zusätzlich wurden die simulierten Ergebnisse mit empirischen Studien aus den Alpen verglichen, welche ebenfalls den Einfluss der Seehöhe beleuchten. In der Modellevaluierung von SEIDL (2004) verglich der Autor die simulierten Zuwächse mit beobachteten Werten von HERZBERGER

(1996), diese beiden Arbeiten galten als Referenz für die Produktivität. Um die Baumdimensionen zu überprüfen, wurden die simulierten Baumhöhen mit den Ergebnissen von KLEMMT und EWALD (2012) verglichen.

Zur Vorbereitung der Tests mussten zunächst die erwarteten Bonitäten für die 151 Testbestände ermittelt werden. Dazu wurden pro Testbestand für jede darin vorkommende Baumart die Ertragsklasse nach den Ertragstafel für Tirol und Südtirol ermittelt. Es wurden nur Fichte, Lärche und Zirbe getestet, da jene die wichtigsten Baumarten im Stubaital sind.

Für jede Baumart war ein Minimum von 15, bestenfalls mehr als 30 Winkelzählproben notwendig, um eine aussagekräftige Höhenkurve erstellen zu können. Dazu wurden ähnliche Waldtypen zu 5 Waldtypengruppen zusammengelegt (Tab. 7).

Tabelle 7: Waldtypengruppen

Waldtypengruppe	Waldtypen	WTP Kürzel
Zi-Lä-(Fi) subalpin	Zi1	stp01
	Zi4	
	Lä5	
Lä-Fi-(Zi), subalpin	Fs1	stp02
	Fs3	
	Fs4	
Lä-Fi, hochmontan	Fi1	stp03
	Fi2	
	Fi3	
	Fi9	
Lä-Fi-Ki, hochmontan	Fi4	stp04
	Fi8	
Fi-Ta, hochmontan	Fi23	stp05
	FT1	
	FT2	

Da für die Baumarten Zirbe und Lärche trotz der Zusammenlegung der Waldtypen zu Gruppen immer noch zu wenig Stämme pro Gruppe vorhanden waren, wurde pro Baumart jeweils eine Höhenkurve über alle Straten (Waldtypengruppen) berechnet. Für Fichte waren genug Stämme in den Straten 02, 03 und 05 vorhanden. Stratum 04 wurde mit 03 zusammengelegt, da sich beide Straten in der hochmontanen Höhenstufe befinden und ähnliche Waldgesellschaften aufweisen.

Für die Berechnung der Höhenkurven wurden zwei Funktionstypen verwendet und verglichen. Der Kurventyp mit dem höheren Bestimmtheitsmaß wurde ausgewählt, um anschließend damit die restlichen Höhen zu berechnen.

Höhenkurventyp 1 (nach KENNEL):
$$h = \frac{1}{\left(a + \frac{b}{BHD}\right)^2} + 1,3$$
 [Formel 10]

Höhenkurventyp 2 (nach POLLANSCHÜTZ):
$$h = e^{a + \frac{b}{BHD}} + 1,3$$
 [Formel 11]

Als für die Berechnung der Höhenkurve für Zirbe nur die Zentralstämme aus den 151 Testpunkten verwendet wurden, war die Streuung äußerst groß ($R^2 = 0,0217$, $n = 19$). Aus diesem Grund wurden für die Berechnung alle in den Inventurdaten vorhandenen Zirben-Zentralstämme verwendet. Trotzdem wurde kein verhältnismäßig höheres Bestimmtheitsmaß erreicht.

Es ergaben sich folgende Höhenkurven für die verschiedenen Baumarten (Tab. 8):

Tabelle 8: Höhenkurven der drei Hauptbaumarten des Stubaitals [Formeln 12 bis 16].

Baumart	Höhenkurventyp	Formel	n	R ²
Lärche	1	$h[m] = \frac{1}{\left(0.160 + \frac{1.911}{BHD[cm]}\right)^2} + 1.3$	34	0.752
Zirbe	1	$h[m] = \frac{1}{\left(0.200 + \frac{1.487}{BHD[cm]}\right)^2} + 1.3$	85	0.209
Fichte (stp02)	1	$h[m] = \frac{1}{\left(0.147 + \frac{2.333}{BHD[cm]}\right)^2} + 1.3$	17	0.518
Fichte (stp03 und stp04)	1	$h[m] = \frac{1}{\left(0.154 + \frac{1.834}{BHD[cm]}\right)^2} + 1.3$	53	0.556
Fichte (stp05)	1	$h[m] = \frac{1}{\left(0.141 + \frac{2.510}{BHD[cm]}\right)^2} + 1.3$	27	0.730

Basierend auf diesen Höhenkurven und den damit geschätzten Höhen wurde für alle Bestände die Oberhöhe nach POLLANSCHÜTZ (1970) berechnet (mit $k=4 \text{ m}^2\cdot\text{ha}^{-1}$):

$$h_{o\text{Pollanschütz}} = \frac{\text{Stärkster Baum} + \text{Zweitstärkster Baum} + \text{Drittstärkster Baum}}{\left(\frac{12}{4}\right)} \quad \text{[Formel 17]}$$

Wenn nur zwei Bäume einer Baumart in der WZP vorkamen, wurde die Höhe des Stärkeren verwendet. Im Anschluss wurde mit der berechneten Oberhöhe nach POLLANSCHÜTZ und dem beobachteten Alter des Mittelstammes für jede WZP die Ertragsklasse bestimmt (Ertragstafeln für Tirol und Südtirol) (Annahme: Mittelstamm und Oberhöhenstamm sind in etwa gleich alt). Das Alter aus den Winkelzählproben wurde als Alter in Brusthöhe („BH-Alter“) angenommen und für die Oberhöhe wurde die Lorey’sche Oberhöhe, sprich die mittlere Höhe der 100 stärksten Stämme je Hektar, verwendet. Es wurde der durchschnittliche Gesamtwuchs im Alter 100 (dG_{z100}) errechnet. Die Ertragsklasse wurde anhand der auf ganze Meter gerundeten Oberhöhen geschätzt. Lagen die EKL sehr eng aneinander, wurde interpoliert oder mit den nicht gerundeten Oberhöhen gerechnet.

Für die 151 Test-Winkelzählproben wurden die für das Modell notwendigen Daten aus der Ertragstafel entnommen. Im Anschluss wurden die sog. *Init-Files* (=Initialisierungsdateien) erstellt, welche dem Modell den Initialzustand für jede Ertragsklasse je Baumart laut Ertragstafel mitteilen, sprich Initialalter, Initialstammzahl, Durchmesser im Alter 50, H/D Wert (berechnet aus hL/dg , dann gerundet) und die Standraumdicke. Das Initialalter betrug 50 Jahre, bei Lärche und Zirbe musste für die Werte zwischen 50 und 70 Jahren extrapoliert werden (von ALBRICH K.).

Jene *Init-Files* wurden im sogenannten *Environment-File* zusammengefügt und jedem Bestand wurde das entsprechende Klimacluster und die Bodenparameter zugeordnet. Damit konnten die Testläufe begonnen werden. Die Runs liefen für 70 Jahre und simulierten Reinbestände bis zum Alter von 120 Jahren unter Baseline-Klima.

Abbildung 18 zeigt die 151 Reinbestandsparzellen in iLand, wobei jeder der 151 Testpunkte separat als ein Bestand modelliert wurde, mit der Annahme, dass sich außerhalb des 100 x 100 m - Quadrats derselbe Bestand fortsetzte. Je nach Auswahl der Ansicht, zeigt iLand auch

die tatsächliche Kronengröße im Verhältnis zu den umstehenden Bäumen und die Farbe der jeweiligen Baumart (Abb. 19).

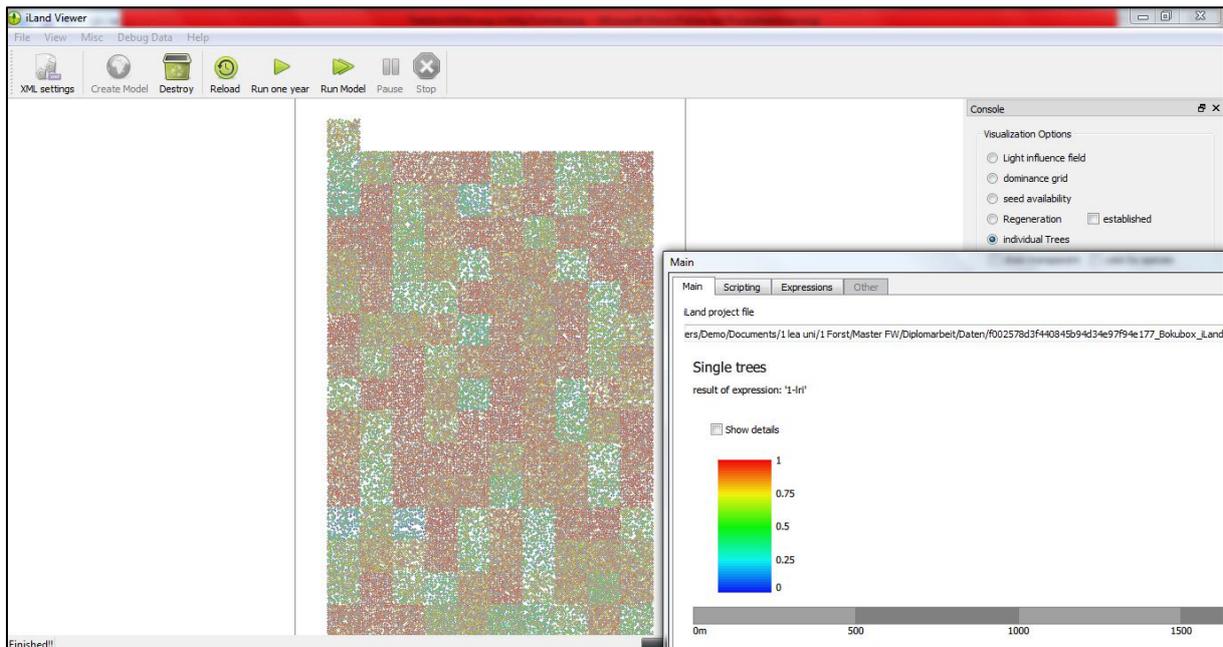


Abbildung 18: Darstellung der Oberfläche von iLand mit den 151 Reinbestandsparzellen dargestellt auf der Ebene der Einzelbäume. Die Farbe der Kronen gibt hier ein Maß für die Lichtkonkurrenz wieder.

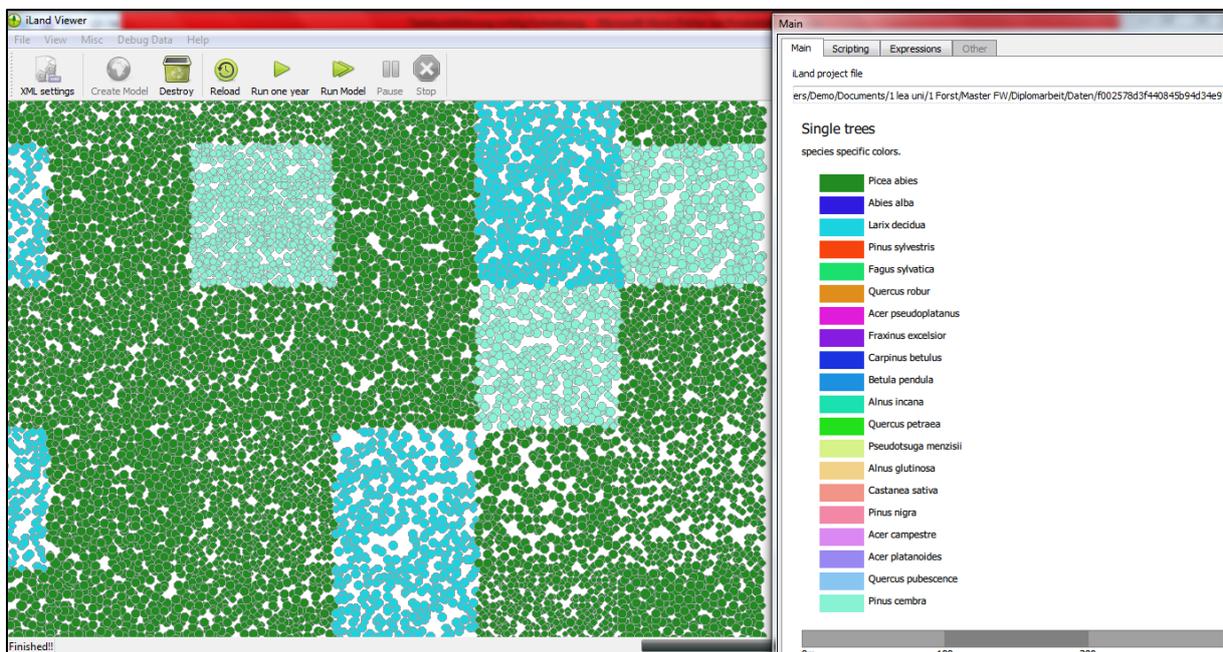


Abbildung 19: Darstellung der Kronengröße und der verschiedenen Baumarten in iLand.

Die Output-Dateien wurden als SQLite-Datenbanken ausgegeben. In diesem Fall wurde "Sqliteman" und „Notepad++“ zum Öffnen und ersten Bearbeiten der Dateien verwendet. Anschließend wurden sie in Microsoft Excel exportiert und analysiert.

Dort wurden den Outputs im Simulationsjahr 70, sprich Baumalter 120, anhand der Gesamtwuchsleistung die entsprechenden Bonitäten aus den Ertragstafeln zugeordnet. Die Ertragsklassen (EKL120) aus den Ertragstafeln wurden bereits bei der Bonitierung mit den Höhenkurven für jeden Bestand ermittelt. Zusätzlich wurden für jede Baumart Werte für die Mittelhöhe (hL), Mittendurchmesser (dg), Grundfläche pro Hektar ($G \cdot \text{ha}^{-1}$) und Vorrat pro Hektar ($V \cdot \text{ha}^{-1}$) im Alter 120 aus den Tafeln entnommen. Der durchschnittliche

Gesamtwuchs im Alter 100 (dGz_{100}) wurde in die Analyse miteinbezogen, da jener am repräsentativsten für die Produktivität eines Bestandes ist und in Folge auch am besten mit Werten aus anderen Studien verglichen werden kann. Diese Ertragstafelwerte bzw. Referenzwerte repräsentieren in der vorliegenden Arbeit die beobachteten Vergleichsdaten. Sie konnten im Anschluss direkt mit den simulierten Werten verglichen und für die einzelnen Kennzahlen pro Baumart geplottet werden. Außerdem wurden die Effekte des Klimas, sprich der unterschiedlichen Höhenlagen, auf die Wachstumsparameter überprüft.

Muster 2: Naturwaldentwicklung (Potentiell natürliche Waldgesellschaften)

Durch die Untersuchung des zweiten Musters „Naturwaldentwicklung“ wurde die Landschaftsebene angesprochen. Dabei wurde die Potentiell Natürliche Waldgesellschaft (PNV) als quantitatives Kriterium verwendet und die simulierten Waldgesellschaften mit den „Natürlichen Waldgesellschaften“ laut KILIAN et al. (1994) und den Waldtypen der Waldtypisierung Tirol verglichen. Weiters wurden die Simulationsergebnisse noch mit der „Aktuellen Waldvegetation“ nach H. M. SCHIECHTL und R. STERN (LAND TIROL, 2019a) verglichen. Es sollte überprüft werden, ob das Simulationsmodell iLand in der Lage ist, die Langzeit-Konkurrenzbeziehungen zwischen den Baumarten auf Landschaftsebene zu erfassen und somit die natürliche Sukzession nachzubilden.

Die Herausforderung einer Langzeitsimulation besteht darin, dass keine gemessenen Vergleichsdaten zur Verfügung stehen, welche eine ganze Waldlandschaft über den langen Zeitraum einer gesamten Sukzession beschreiben. Aus diesem Grund wird vereinzelt die Untersuchung von Waldgesellschaften in nahegelegenen Urwäldern zu Hilfe genommen, welche jedoch auch nur mehr äußerst selten zu finden sind (WANG et al. 2014). Eine weitere Möglichkeit ergibt sich aus der Untersuchung von Klimaproxies, wie z. B. Pollen, welche Aufschlüsse über frühere Baumartenzusammensetzungen geben können. Es ist jedoch schwer, die genaue Herkunftszone der Pollen festzusetzen, da deren Flug topographischen und meteorologischen Einflussfaktoren ausgesetzt ist. Aufgrund dieser Schwierigkeiten wird vielfach auf das Paradigma der „*equilibrium species composition* (ESC)“, übersetzt „Artenzusammensetzung im Equilibrium“, zurückgegriffen. Es beschreibt jene Baumartenzusammensetzung, die sich nach einem langen, ungestörten Entwicklungszeitraum des Waldes bildet. Es wird angenommen, dass sich diese Waldgesellschaft irgendwann nicht mehr ändert und in ihrer Zusammensetzung immerwährend fortbesteht (SEIDL 2004). Dieses Konzept ist weit verbreitet und wurde bereits häufig für Modellevaluierungen, vor allem für die sog. „*gap models*“, verwendet (BUGMANN 1996, BUGMANN 2001, SEIDL et al. 2005). Es muss jedoch bedacht werden, dass es sich dabei ebenfalls um ein Modellkonstrukt handelt und Vergleiche daher keine Modell-Daten Vergleiche, sondern Modell-Modell Vergleiche sind (BUGMANN 2001).

Die ESC wurde auch in dieser Arbeit zur Evaluierung der Landschaftsebene aufgegriffen. KILIAN et al. (1994) erarbeiteten die potentiell natürliche Vegetation (PNV) für die Wuchsgebiete Österreichs, welche im Grunde äquivalent und daher vergleichbar mit der ESC ist (LEXER et al. 2002). Der Begriff der potentiell natürlichen Vegetation (PNV) geht auf TÜXEN (1956) zurück. Es handelt sich um ein Konzept, welches eine Vorstellung geben soll, wie die Vegetation in stark anthropogen geprägten Landschaften ohne menschlichen Einfluss aussehen würde. Darunter versteht TÜXEN jedoch nicht den Zustand, der vor dem Beginn menschlicher Einflüsse herrschte, sondern laut ihm ist die PNV „ein gedachter natürlicher Zustand“ unter den heutigen Standortbedingungen, wenn die Vegetation „schlagartig in das neue Gleichgewicht eingeschaltet gedacht würde“ (TÜXEN 1956, S. 5). Dieser Ansatz wurde von zahlreichen Forschenden übernommen, angewandt, auch kritisiert und weiterentwickelt (KOWARIKS 1987, LEUSCHNER 1997). Für diese Arbeit wurden die Ergebnisse aus den Simulationen sowohl mit der Einschätzung über die PNV des Wuchsgebietes 1.2 von KILIAN et al. (1994), als auch mit der PNV-Kartierung der Waldtypisierung Tirols verglichen. Sie basiert ebenfalls auf dem Verständnis der PNV nach TÜXEN (1965). Um die simulierte Baumartenzusammensetzung besser mit der qualitativen Einschätzung nach KILIAN et al.

vergleichen zu können, wurde in Anlehnung an SEIDL (2004) auf das semi-qualitative Klassifizierungssystem für die Österreichische Waldinventur (STARLINGER, unveröffentlicht – in: LEXER 2001, S. 162) zurückgegriffen.

Um die sog. „*Equilibrium species composition*“ des Stubaitales zu erhalten, wurden einige Änderungen in Bezug auf die Simulationen für das Muster „Baumwachstum“ in iLand vorgenommen. Die Hauptunterschiede lagen im fehlenden Management, der fehlenden initialen Vegetation, der längeren Laufzeit, dem Auftreten der natürlichen Verjüngung und der Evaluierungsebene selbst. iLand ließ alle Bestände im Untersuchungsgebiet ausgehend vom nackten Boden 1.500 Jahre lang unter dem aktuellen Klima wachsen. Bei den Tests zum Baumwachstum wurde nur gepflanzt, bei dieser Simulation fand natürliche Verjüngung durch die Ausbreitung von Samen statt. Mortalität war möglich, der Boden blieb unverändert und 30 Arten standen potentiell für die Bestandesbegründung bzw. Verjüngung zur Verfügung: Fichte, Tanne, Lärche, Weißkiefer, Buche, Stieleiche, Bergahorn, Gemeine Esche, Hainbuche, Hängebirke, Grauerle, Traubeneiche, Schwarzerle, Edelkastanie, Schwarzkiefer, Feldahorn, Spitzahorn, Flaumeiche, Zirbe, Vogelbeere, Echte Mehlbeere, Gemeine Hasel, Grünerle, Zitterpappel, Schwarzpappel, Winterlinde, Sommerlinde, Bergulme, Salweide und Robinie. Am Ende der 1.500 Jahre pendelte sich die Baumartenzusammensetzung ein und die Ergebnisse der einzelnen Bestände konnten für konkrete Analysen verwendet werden. Das Hauptaugenmerk lag auf der Analyse der Baumartendiversität und der räumlichen Verteilung der verschiedenen Baumarten in der Landschaft.

Zunächst wurde die ESC grob für das gesamte Stubaital ermittelt, indem der Mittelwert über die letzten 500 Jahre der Simulation gebildet wurde. Die Baumartenzusammensetzung wird meist anhand des prozentuellen Anteils einer Baumart an der Grundfläche oder dem Vorrat berechnet. Zunächst wurden beide Varianten sowie die Baumartenzusammensetzung anhand des prozentuellen Anteils an der Stammzahl betrachtet.

Ein Ziel dieser Evaluierung bestand darin, Karten der unterschiedlichen Waldvegetationen laut den Ergebnissen von iLand zu erstellen und mit bereits bestehenden Vegetationskartierungen zu vergleichen. Dazu wurden die Waldtypenkarten der Waldtypisierung Tirols verwendet, welche die potentiell natürliche Waldvegetation je Standort darstellen (Abb. 20). Zusätzlich wurde auch die aktuelle Waldvegetation im Stubaital analysiert, um eventuelle Parallelen zur PNV ziehen zu können. Diese diente jedoch nur indirekt für die Evaluierung des Modells iLand. Im "klassischen" zentraleuropäischen Waldbau wird angenommen, dass der Aufwand Ökosystemleistungen bereitzustellen minimiert wird, indem die Abweichung zwischen der aktuellen Waldvegetation und der PNV minimiert werden (MAYER 1984). Um die aktuelle Vegetation zu kennen, wurde eine Karte der „Aktuellen Waldvegetation“ nach H.M. SCHIECHTL und R. STERN (LAND TIROL, 2019a) (Abb. 21) zu Hilfe genommen. Jener Datensatz liegt digital als Shapefile im öffentlich zugänglichen Geoportal des Landes Tirol vor (Link dazu: <https://www.data.gv.at/katalog/dataset/af193b31-303e-4dfb-b90d-347ee8e8accb>). Laut Quellenangaben wurden dafür analoge Karten (Mstb. 1:25.000) der Vegetationskartierung von H. M. SCHIECHTL und R. STERN digitalisiert. Da es sich um eine Kartierung der tatsächlichen Waldgesellschaften handelt, wäre es interessant, den Entstehungszeitpunkt der Karte zu kennen. Jener ist aus den Quellangaben nicht klar ersichtlich. Nach einiger Recherche besteht die Vermutung, dass es sich um Karten handeln könnte, welche im Zusammenhang mit der Kartierung der „Aktuellen Vegetation Tirols“ von H. PITSCHMANN, H. REISIGL, H. M. SCHIECHTL UND R. STERN um 1953 (Mstb. 1:100.000) entstanden sind (Anhang B). Zusätzlich zu den kartographischen Vergleichen wurden die Ergebnisse anhand der Studie von KILIAN et al. (1994) analysiert.

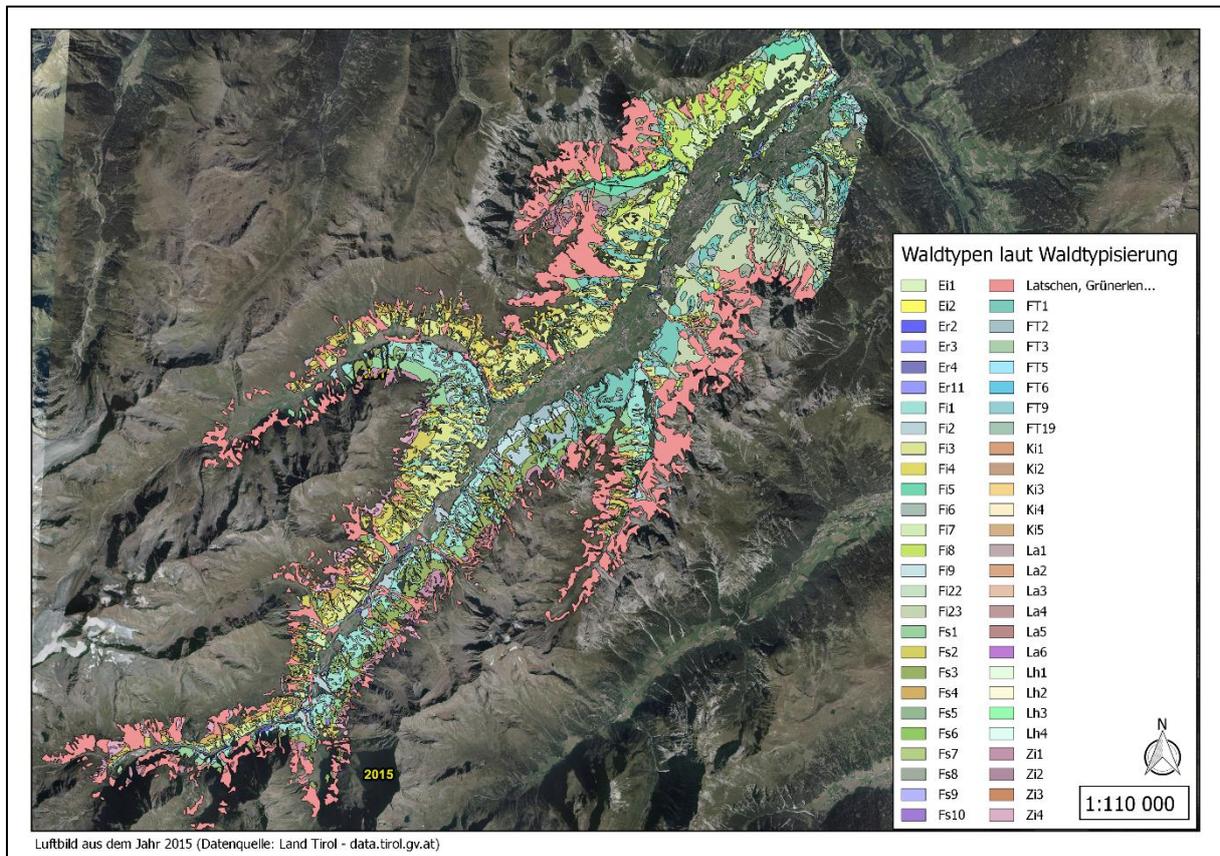


Abbildung 20: Darstellung der Waldtypen des Stubaitales laut Waldtypisierung Tirol. Die Farbgebung wurde an die Darstellung der Waldtypisierung in *tirisMaps 2.0* angeglichen.

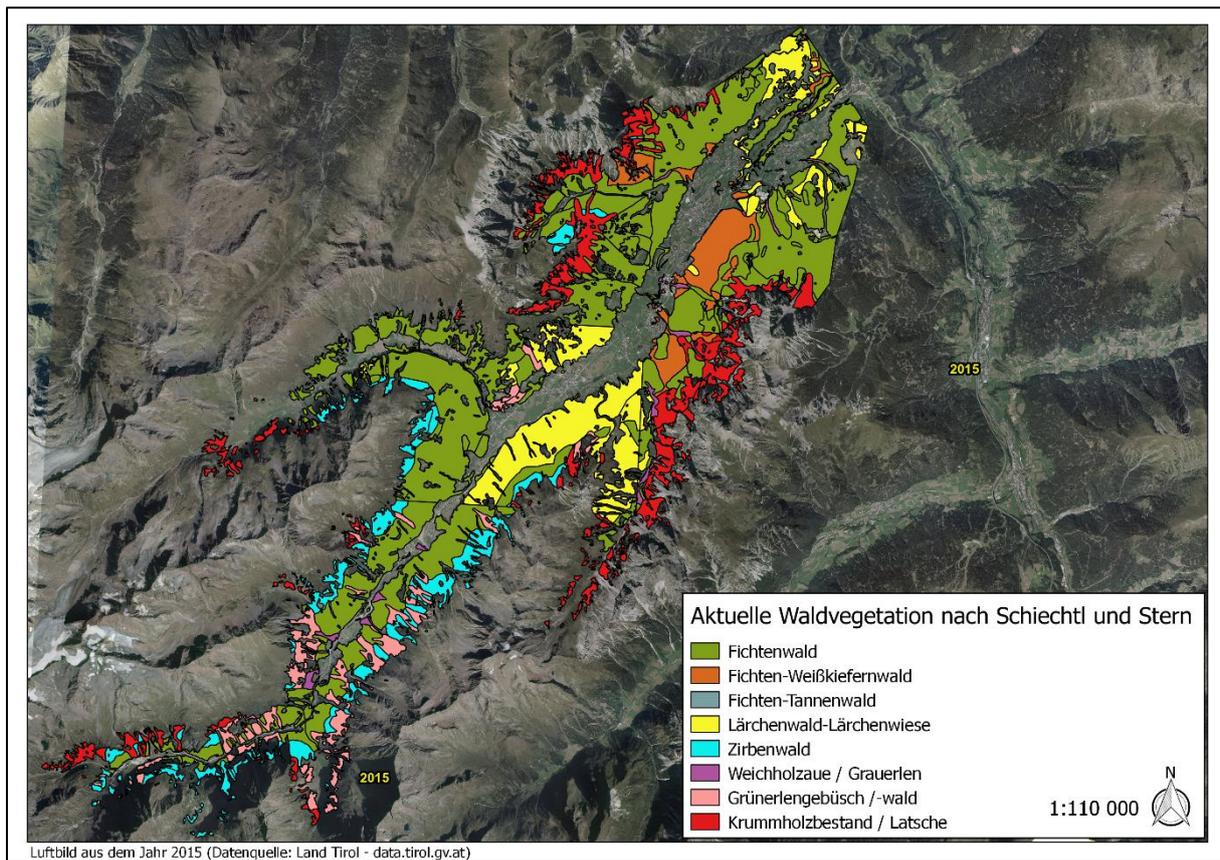


Abbildung 21: Die "aktuelle Waldvegetation" nach H. M. SCHIECHTL und R. STERN (Quelle: Land Tirol, 2019a und 2019b- data.gv.at).

Um die Ergebnisse iLands mit diesen beiden Kartierungen und der Studie nach KILIAN et al. (1994) vergleichen zu können, wurde zunächst für alle simulierten Bestände eine vergleichbare „Simulierte Waldgesellschaft“ ermittelt. Da die Daten pro Bestand vorliegen müssen, um genaue Karten erstellen zu können, wurde kein Mittelwert gebildet, sondern die Daten des letzten Simulationsjahres verwendet. Vorausgreifend auf die Ergebnisse wurde festgestellt, dass sich die Waldgesellschaft bereits um das Jahr 500 in etwa eingependelt hat und somit die Wahl des Simulationsjahres 1.500 als Bezugsjahr angemessen sein sollte. Als Ausgangsdaten dienten somit die Ergebnisse aus dem Jahr 1.500, sprich die Vorräte, Flächen, Stammzahlen, BHD´s, Höhen, Grundflächen und GWL pro Baumart pro Bestand.

Für jeden Einzelnen der 6.463 Bestände wurden die Hauptbaumart und eventuelle Nebenbaumarten festgestellt. Die Orientierung lag dabei an den prozentuellen Anteilen der Baumart am Vorrat pro Hektar je Bestand. Jene Baumart mit dem größten Prozentsatz galt als Hauptbaumart und sobald weitere Baumarten einen prozentuellen Anteil von über 10 % aufwiesen, zählten sie als Nebenbaumart. Zum Beispiel ergab die Kombination Fichte 80 %, Lärche 5 %, Zirbe 15 % einen „Fichten-Zirbenwald“ als „Simulierte Waldgesellschaft“. Bei einzelnen Beständen wurden Vorräte von 0 m³ pro Hektar vorgefunden, sodass hierfür die Prozentanteile an der Gesamtwuchsleistung berechnet wurden. Größtenteils handelte es sich dabei um Zitterpappel – Birken – Grünerlenbestände in jungen Altersklassen. Mit dieser „Simulierten Waldgesellschaft“ konnte ein erster Vergleich mit SCHIECHTL und STERN´s Kartenwerk (LAND TIROL, 2019a) und der Studie von KILIAN et al. (1994) stattfinden.

Um die Ergebnisse mit den Waldtypen aus der Waldtypisierung Tirols vergleichen zu können, bedurfte es der Zuordnung zu den jeweiligen Waldtypen. Mithilfe des Geoinformationssystems QGIS wurden die von iLand simulierten Bestände mit den Waldtypen laut Waldtypisierung verschnitten, um den eigentlichen Waldtyp (laut Waldtypisierung) pro Bestand herauszufinden. Jeder Waldtyp weist einen bestimmten Code auf, welcher den Waldtyp in Kurzform beschreibt (Tab. 9) Es wurde angenommen, dass die ersten drei Ziffern, sprich Standortgruppe, Höhenstufe und Bodengesellschaft, in etwa ähnlich bleiben. Unter dieser Annahme wurden die drei Anfangsziffern der eigentlichen Waldtypen laut Waldtypisierung mit der Baumartenzusammensetzung der „simulierten Waldgesellschaft“ verknüpft und daraus der neue Waldtyp abgeleitet. Zu Hilfe wurde dabei das Verzeichnis mit der Beschreibung aller Waldtypen verwendet (Waldtypisierung Tirol, Teil 3 „Waldtypenkatalog“ - AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG, ABTEILUNG FORSTPLANUNG [Hrsg.] 2016).

Um das Ganze möglichst einfach und objektiv zu gestalten, und ohne den Rahmen dieser Arbeit zu sprengen, wurden die unterschiedlichen Kombinationen ermittelt und in einem R-Code zusammengefasst und den einzelnen Beständen zugeteilt (Anhang C).

Tabelle 9: Codierung der Standort-/Waldtypen (Quelle: Hotter et al. 2013b, Waldtypisierung Tirol, Teil 2 „Begriffe, Definitionen“, S. 34)

Standort- gruppe	Höhenstufe	Bodengesellschaft	Waldgruppe	Vegetation
w...warm- mäßig	E..Eichen-/Laubwaldstufe	0 Torfböden, (Pseudo)Gleye	O...MaEs-HoBu-Wald	Diverse
trocken/mäßig	B..Buchenwaldstufe	1 Ranker, (Semi-)Podsol	Q...Eichen-Mischwald	Arten- Kürzel
frisch	M..Bu-Mischwaldstufe	2 Basenarme /Podsolige Braunerde	E...Edellaubholz-Wald	
W...trocken	T..Mont. Fichten-Tannen- Stufe	3 Basenreiche (carbonathalt.) Braunerde	K Kiefernwald	
d...arm-mäßig	S..Subalp.Fichten-Stufe	4 Bindige (carbonathalt.) Braunerde,	U Spirkenwald	
frisch	P..Hochsubalp. Lâ-Zi- Stufe	6 Para- und Kalklehm- Rendzina	B...Buchen-Wald	
D...kühl-steil		7 Tangel-/ Moder- Rendzina	M...Fi-Ta/Ki-Bu-Wald	
n...reich-sehr			T...Fi-Ta-Wald	
frisch			F...Mont.Fichtenwald	
N...feucht-nass			S...Subalp. Fi-Wald	
B...Block			L...Lärchenwald	
S...Schutt			Z...Zirbenwald	
R...Erosion			P...Latschengebüsch	
L...Lawinar			G...Laubholzgebüsch	
A...Au			A...Auwald	
Z...Zentral				

Die hier erfolgte Zuordnung der simulierten Waldgesellschaften zu konkreten Waldtypen nach dem Vorbild der Waldtypisierung ist mit Bedacht zu verwenden. Die genauen Zuordnungskriterien, berücksichtigten Parametersätze und Grenzwerte der Parameter (z. B. für Neigung, Wasser- und Nährstoffhaushalt etc.), welche in der Waldtypisierung Verwendung finden, sind nicht offiziell bekannt. Verlässlicher ist hingegen die Darstellung der Waldgesellschaften auf Basis der bloßen Baumartenzusammensetzung nach Volumen.

In diesem Zusammenhang muss angemerkt werden, dass jegliche Ergebnisse aus Modellsimulationen aufgrund diverser Unsicherheiten mit Vorsicht interpretiert werden müssen (siehe Kapitel 5.2). Der Großteil der hier verwendeten Daten beruht auf diversen Simulationen, so auch die Ergebnisse der Waldtypisierung Tirols. Es handelt sich hierbei, wie bei der Verwendung der PNV, um keine Modell-Daten Vergleiche, sondern Modell-Modell Vergleiche.

Mit den zugeordneten „simulierten Waldtypen“ und den simulierten Waldgesellschaften wurden im Anschluss mit dem Programm QGIS verschiedene Karten für die Vergleiche erstellt.

3.5.2 Statistische Auswertung

Für die statistische Auswertung der beiden Muster „Baumwachstum“ und „Naturwaldentwicklung“ wurden die Programme „Microsoft Excel 2010“, sowie „R Project for Statistical Computing“ und „R Studio“ der Version 3.4.1 (R Core Team, 2017) verwendet. Für das zweite Muster wurde zusätzlich das freie Geoinformationssystem QGIS (Version QGIS Desktop 2.18.28) zum Erfassen, Bearbeiten und Darstellen der räumlichen Daten zur Anwendung gebracht.

Zunächst wurden die Daten auf deren Normalverteilung geprüft, um im Nachhinein eine passende parametrische oder nicht parametrische Testmethode auswählen zu können. Dafür wurde der Shapiro-Wilk Test angewandt, da er im Vergleich zu anderen Testmethoden eine hohe Teststärke aufweist (THODE, 2002). Dessen Nullhypothese nimmt eine normalverteilte Grundgesamtheit an. Da der Großteil der berechneten p-Werte das Signifikanzniveau von 5 % unterschritt, musste in jenen Fällen die Alternativhypothese, dass keine Normalverteilung besteht, angenommen werden. Aufgrund der umstrittenen Aussagekraft des gewöhnlichen Shapiro-Wilk Tests für große Stichproben, wurden zusätzlich graphische Analysen, wie Q-Q-Plots und Histogramme mit Kurtosis und Schiefe, zu Rate gezogen (ROYSTON, 1982). Jene bestätigten jedoch die Annahme, dass in den meisten Fällen keine Normalverteilung der Grundgesamtheit herrscht.

Um herauszufinden, ob eine oder mehrere Wiederholungen der Simulationen von Nöten sind, wurde infolge der zuvor getätigten Analyse der Kruskal-Wallis-Test zur Beantwortung dieser Frage angewandt. Der Kruskal-Wallis-Test ist ein nicht-parametrischer Test, der zwei oder mehr als zwei unabhängige Stichproben vergleicht, indem die Ränge der abhängigen Variablen auf signifikante Unterschiede getestet werden. Die Nullhypothese nimmt an, dass kein signifikanter Unterschied zwischen den abhängigen Variablen zweier (oder mehr) unabhängiger Stichproben herrscht (RASCH et al. 2014). Mithilfe des besagten Tests mit einem Konfidenzniveau von 95 % und 4 Freiheitsgraden bestätigte sich, dass die fünf Wiederholungsrund des Musters „Baumwachstum“ keinen signifikanten Unterschied aufweisen (Tabelle D1 im Anhang D). Der nicht signifikante Unterschied konnte beispielsweise auch graphisch anhand des simulierten Vorrates der 120-jährigen Testbestände erkannt werden (Abb. 22). Die geringfügigen Abweichungen entstanden höchstwahrscheinlich aus den unterschiedlichen Positionen der Initialstämme und den unterschiedlichen Entnahmepattern. Trotz des Nichtbestehens signifikanter Unterschiede wurden die Simulationen fünfmal wiederholt und die Werte gemittelt, um zufällige Prozesse in den Simulationen zu berücksichtigen. Aus diesem Grund wurde dasselbe Verfahren auch für das Muster „Naturwaldentwicklung“ angewandt, ohne einen Kruskal-Wallis-Test durchzuführen. Anschließend wurde mit jenen Daten weitergearbeitet.

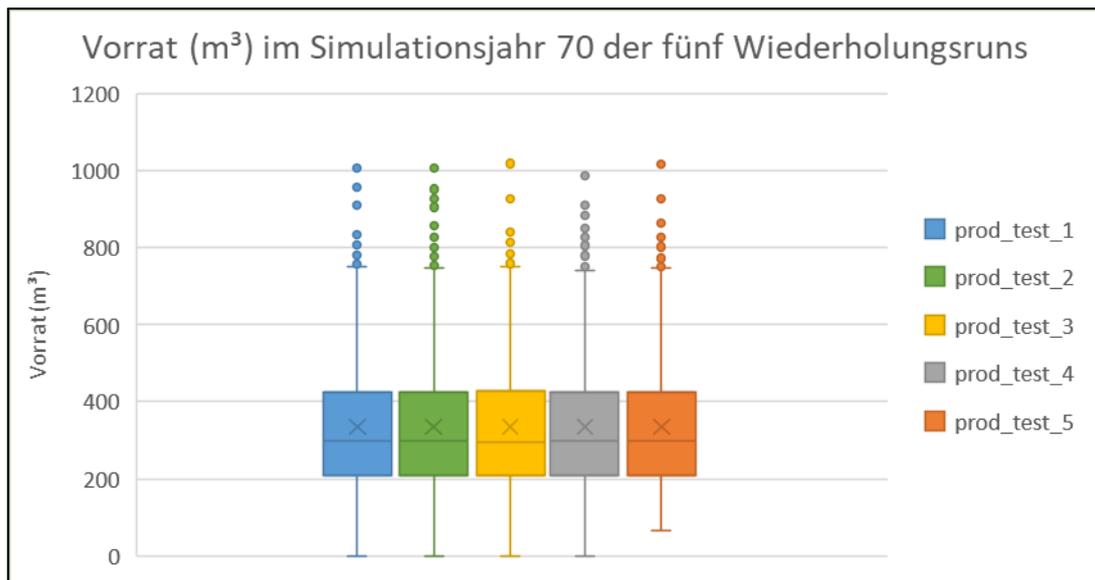


Abbildung 22: Vergleich der fünf Wiederholungsdurchläufe für Muster 1 anhand des Vorrates (m³) der 151 Testbestände im Alter von 120 Jahren.

Da iLand ein prozessbasiertes Modell ist und somit, im Gegensatz zu statistischen Modellen, keinen einfach zu berechnenden Standardfehler hat, musste einerseits getestet werden, ob die Prozesse richtig abgebildet werden und andererseits ob die richtigen Prozesse abgebildet werden. Dazu wurden die simulierten Parameter mit den entsprechenden Ertragstafelwerten verglichen, sowie der Einfluss des Klimas bzw. der Seehöhe auf die untersuchten Parameter. Die langfristige Evaluierung erfolgte durch die Untersuchung der PNV.

Zunächst erfolgte eine graphische Analyse der Daten. Dabei wurde für die erste Hypothese, welche sich mit dem Ausmaß der Differenz zwischen den simulierten Parametern und den Referenzwerten aus der Ertragstafel (ET) beschäftigt, ein Punktdiagramm mit gleich skalierten Achsen erstellt und eine unabhängige 1:1-Gerade ($y = x * 1 + 0$) durch den Ursprung gelegt. Würden die Punkte genau auf dieser Ursprungsgeraden liegen, so würde dies bedeuten, dass iLand die Realität exakt wiedergibt. Um die Interpretation zu erleichtern, wurde für jede Punktwolke im Diagramm eine Ausgleichsgerade (Methode der kleinsten Quadrate) berechnet, die ebenfalls durch den Ursprung führt. Auf diese Weise können die beiden Geraden einfacher miteinander verglichen werden. Bei den Streudiagrammen mit der Seehöhe als unabhängige Variable wurden Kleinst-Quadrat-Linien ohne definierten Ordinatenabschnitt angewandt, die Achsen wurden nicht gleich skaliert und auf die Ursprungsgerade wurde verzichtet.

WHITE et al. (2014) stellten fest, dass Simulationsmodelle nicht mit gewöhnlichen statistischen Hypothesentests, wie beispielsweise einer ANOVA oder t-Tests analysiert werden sollten. Dies begründen sie einerseits mit der schon von vornherein falschen Nullhypothese, die besagt, dass es keine Unterschiede zwischen den Behandlungen (z. B. Parameterwerten) gibt. Der zweite Grund liegt in den irreführenden Aussagen der p-Werte im Kontext der Modellevaluierung. p-Werte werden durch die statistische Stärke determiniert, wie z. B. durch die Anzahl an Wiederholungen. Damit kann durch das Modell die Anzahl der Beobachtungen (= Simulationen) beliebig erhöht werden bis auch jeder noch so kleine Unterschied irgendwann signifikant wird. Die AutorInnen empfehlen daher die Berechnung der Effektstärke. Außerdem kann auch das häufig verwendete Bestimmtheitsmaß (R^2) nicht zur Anwendung gebracht werden, da jenes aus homogenen Regressionen (Regression ohne Konstante) nicht mit dem R^2 aus linearen Regressionen verglichen werden kann und daher im Anschluss die Diskussionsbasis fehlt.

Aus diesem Grund wurde ein Maß für den Fehler und ein Maß für den Grad des Zusammenhangs zwischen den simulierten Parametern und den Referenzwerten (ET) berechnet und analysiert. Als Fehler wurde die prozentuelle Abweichung ($e\%$) zwischen den

simulierten und den ET-Werten gewählt (Formel 18) und der Rangkorrelationskoeffizient Spearman's Rho (r) für die Beschreibung der Korrelation der Daten.

$$e\% = \frac{|ET - Sim. |}{ET} \times 100 \quad \text{[Formel 18]}$$

ET ... Wert aus der Ertragstafel

Sim. ... Simulierter Wert

Spearman's Rho ist ein nicht-parametrisches Testverfahren, bei welchem die Daten nicht normalverteilt sein müssen, um die Stärke und die Richtung eines monotonen Zusammenhangs zwischen zwei mindestens ordinal skalierten Variablen zu testen. Dabei nehmen die *rho*-Werte negative und positive Ausmaße an. Ist der Rangkorrelationskoeffizient r größer als Null, so liegt ein positiver Zusammenhang vor, ist er kleiner als Null besteht ein negativer Zusammenhang. Kein Zusammenhang liegt hingegen vor, wenn Spearman's Rho gleich Null ist. Der Rangkorrelationskoeffizient nimmt Werte zwischen -1 und +1 an. Je näher r bei Null liegt, desto schwächer ist der Zusammenhang, je näher er bei -1 oder +1 liegt, desto stärker ist der Zusammenhang (SACHS und HEDDERICH 2006, HAUKE und KOSSOWSKI 2011). Durch die Angabe der Stärke des Zusammenhangs erfüllte dieses Testverfahren die Empfehlung von WHITE et al. (2014). Für die Beurteilung der Effektstärke erfolgte eine Orientierung an der Einteilung von COHEN (1992):

$r = ,10$... schwacher Effekt

$r = ,30$... mittlerer Effekt

$r = ,50$... starker Effekt

Spearman's Rangkorrelationskoeffizient wurde verwendet, da durch graphische Tests und dem Breusch-Pagan Test herausgefunden wurde, dass die Residuen einiger Analysen nicht homoskedastisch, sondern heteroskedastisch verteilt sind und einige Variablen auch nicht normalverteilt sind (siehe oben). Dadurch wurden die Gauß-Markov-Annahmen nicht zur Gänze erfüllt und eine lineare Regressionsanalyse sowie die Anwendung des klassischen Korrelationskoeffizienten nach Pearson hätten zu schwächeren Ergebnissen geführt. Außerdem ist der Rangkorrelationskoeffizient robuster gegenüber Ausreißern (SACHS und HEDDERICH 2006). Auf Anraten von WHITE et al. (2014) wurden aus den oben genannten Gründen und nach dem Beispiel von SAMHOURI et al. (2009) nur die Größen des Korrelationskoeffizienten angegeben, die *p*-Werte wurden nicht angeführt.

Somit wurde Hypothese 1, welche das Ausmaß der Differenz zwischen den simulierten Parametern und den entsprechenden Ertragstafelwerten untersucht, graphisch mit einer 1:1 Geraden durch den Ursprung (homogene Regression), der prozentuellen Abweichung und dem Rangkorrelationskoeffizienten überprüft.

Die zweite Hypothese, welche den Einfluss des Klimas bzw. der Seehöhe auf die untersuchten Parameter testet, wurde graphisch anhand einer gewöhnlichen linearen Regression analysiert und die Korrelation der Daten mithilfe des Spearman's Rho.

Hypothese 3 wurde nur graphisch und anhand von Vergleichen mit empirischen Studien analysiert. Dabei wurden die simulierten Daten mittels diverser Diagramme analysiert, kartographisch dargestellt und mit den Karten der potentiell natürlichen Waldgesellschaft (PNV) aus der Waldtypisierung Tirols, der Einschätzung von KILIAN et al. (1994) und jener von BUGMANN (1996) verglichen. Um einen Realitätsbezug herzustellen, wurden die aktuellen Waldgesellschaften nach H. M. SCHIECHTL und R. STERN (LAND TIROL, 2019a) als Zusatzinformation in die Analyse miteinbezogen.

4. Ergebnisse

4.1 Modellevaluierung

Durch die Analyse der aufgestellten Hypothesen anhand des Prinzips des „Pattern-Oriented Modeling“ nach GRIMM et al. (2005) wird die Ergebnisdarstellung nicht nach anfänglicher Fragestellung gegliedert, sondern nach den beiden Mustern „Baumwachstum“ und „Naturwaldentwicklung“.

4.1.1 Muster 1 „Baumwachstum“: Produktivität und Baumdimensionen

Muster 1 zum Baumwachstum wird wiederum in zwei genauer definierte Muster aufgeteilt. Es werden die Tests zum Muster der Baumdimensionen (1A) und die Tests zum Muster der Produktivität (1B) beschrieben.

A) Muster 1A: Test über die Baumdimensionen

Die quantitativen Kriterien zu diesem Muster sind die Parameter Mittendurchmesser (cm) und Mittelhöhe (m) pro Baumart der 151 Testbestände. Die Grundfläche ($m^2 \cdot ha^{-1}$) wird als zusätzlicher Parameter analysiert. In Abbildung 26 bis 28 werden die Beziehungen zwischen den aus der Ertragstafel berechneten Werten und den Simulationen pro Baumart dargestellt. Nach den ersten 10 Simulationsjahren herrschen niedrige Durchmesserklassen vor, welche von Klasse 12 bis 24 reichen und sehr hohe Stammzahlen mit 1.000 – 2.000 Bäumen pro Hektar aufweisen (Abb. 23). Für 60 Jahre alte Bestände sind die Durchmesser eher niedrig und die Stammzahlen hoch. Noch kommen auch Lärche und Zirbe vielfach vor, gegen Ende hin werden sie immer stärker von der Fichte dominiert (Abb. 24). Zu Simulationsende, im Alter 120, herrschen stärkere Durchmesser von Klasse 20 – 55 vor. Auch die Stammzahlen fallen dementsprechend geringer aus und bewegen sich zwischen 300 und 750 Bäumen pro Hektar.

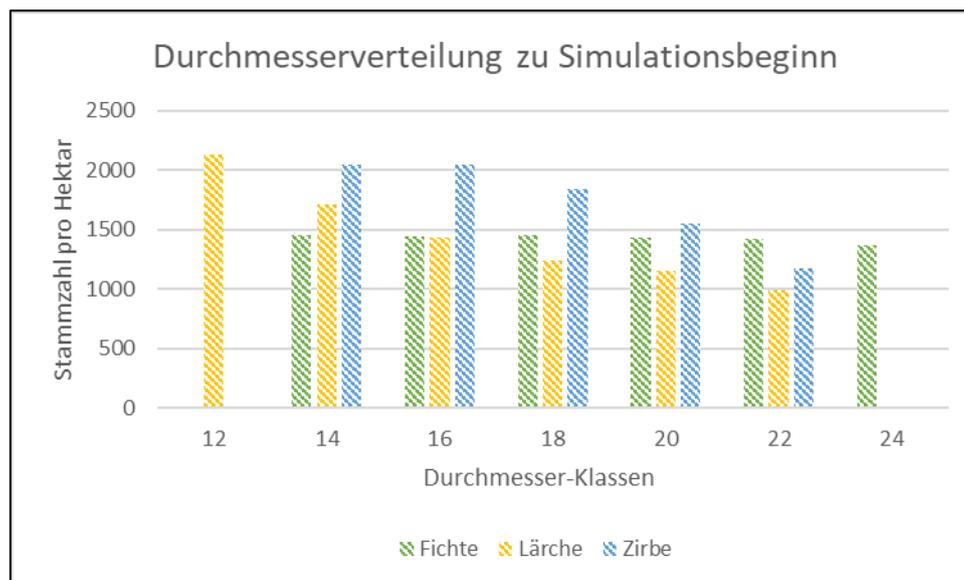


Abbildung 23: Simulierte Durchmesserverteilung zu Beginn der Simulation bzw. nach den ersten 10 Jahren, was einem Bestandesalter von 60 Jahren entspricht.

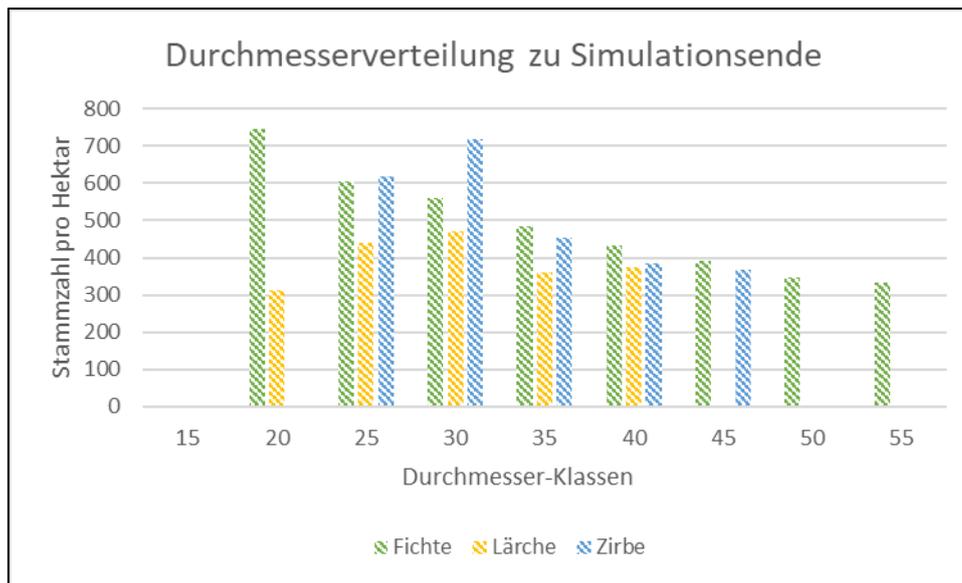


Abbildung 24: Simulierte Durchmesserverteilung zu Simulationsende, was einem Bestandesalter von 120 Jahren entspricht.

Bei der Simulation der Fichten ist klar zu erkennen, dass sowohl die Mittelhöhen als auch die Grundflächen gut von iLand wiedergegeben werden. Die simulierten Mittendurchmesser sind jedoch etwas höher als die Referenzwerte aus den Ertragstafeln (ET), wobei die stärkeren Durchmesser eine größere Abweichung von der Ursprungsgeraden aufweisen, als die kleineren Durchmesser (Abb. 25). Die Baumdimensionen der Fichte im Stubaital sind denen der übrigen beiden Baumarten deutlich überlegen.

Das Lärchenwachstum wird ebenfalls ausreichend gut von iLand abgebildet, insgesamt fallen die simulierten Werte der Mittelhöhe und der Mittendurchmesser jedoch leicht niedriger aus als die Werte aus den Ertragstafeln. Diese Tendenz pflanzt sich bei der Grundfläche und im Volumen fort.

Vor der Kalibrierung des Modells waren die simulierten Mittelhöhen der Zirbe etwas zu hoch und die simulierten Mittendurchmesser zu niedrig. Aus diesem Grund waren auch das Volumen und die Grundfläche der Zirbe zu niedrig. Nachdem die Parameter für die Zirbe bei der Kalibrierung des Modells angepasst wurden, sind die simulierten Mittelhöhen zwar immer noch etwas hoch, Mittendurchmesser und dadurch auch die Grundfläche werden von iLand jedoch sehr gut abgebildet.

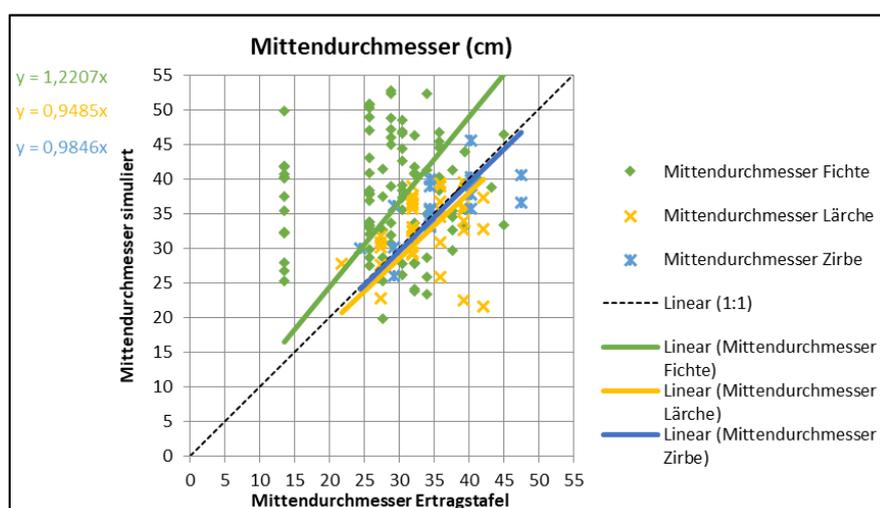


Abbildung 25: Vergleich der simulierten Mittendurchmesser (cm) und der entsprechenden Ertragstafelwerte der drei Baumarten.

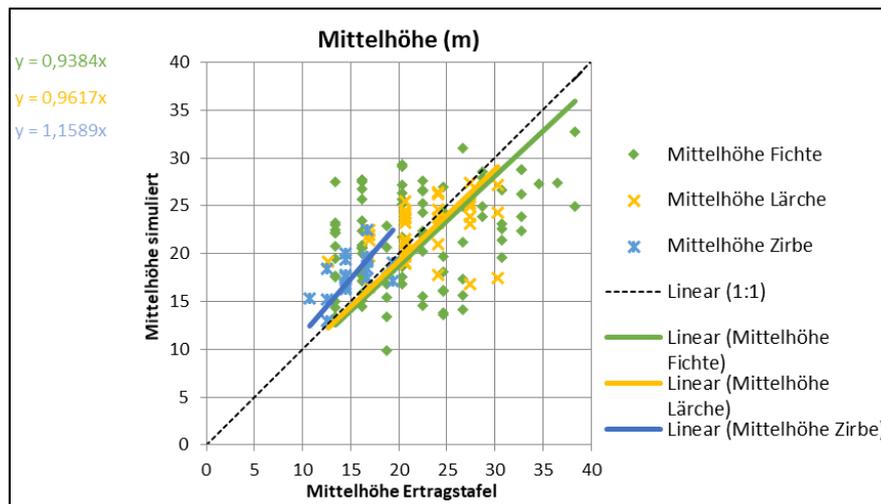


Abbildung 26: Vergleich der simulierten Mittelhöhen (m) und der entsprechenden Ertragstafelwerte der drei Baumarten.

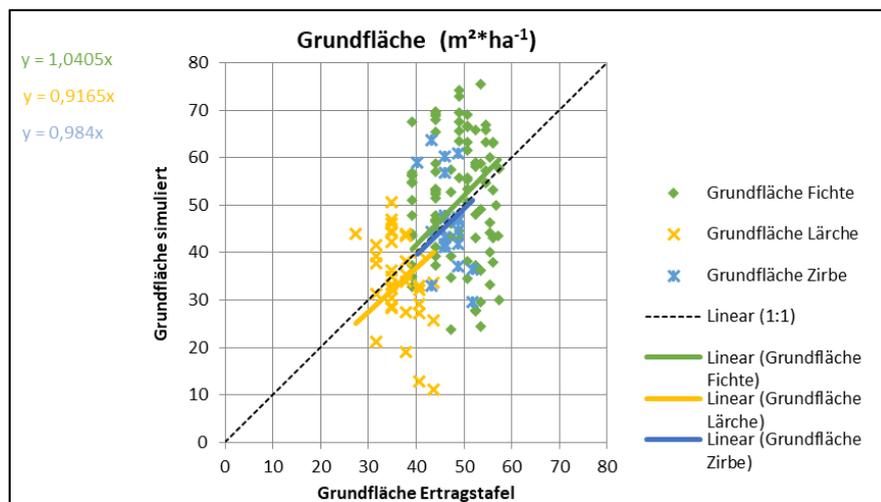


Abbildung 27: Vergleich der simulierten Grundflächen ($m^2 \cdot ha^{-1}$) und der entsprechenden Ertragstafelwerte der drei Baumarten.

In einem nächsten Schritt wurde beobachtet, wie sich die Baumdimensionen entlang der unterschiedlichen Höhenstufen verhalten, um den Einfluss des unterschiedlichen Klimas zu untersuchen. Der tiefste der 151 Testbestände liegt auf 941 m ü. d. M., der Höchste auf 1.857 m ü. d. M. Der Großteil der Bestände stockt zwischen 1.300 m ü. d. M. und 1.600 m ü. d. M. (Abb. 28). 97 der 151 Testbestände sind Fichtenbestände, 35 Lärchenbestände und 19 Probestandpunkte sind Zirbenbestände. Der Großteil der Fichten- und Lärchenbestände stockt zwischen 1.300 m und 1.550 m ü. d. M., die meisten untersuchten Zirbenbestände beginnen erst auf 1.500 m und reichen bis 1.700 m ü. d. M. (Abb. 29). Einzelne Bestände sind jeweils auch höher bzw. tiefer anzutreffen.

Die Mittelhöhenentwicklung der Fichten über die Seehöhe stimmt im Mittel gut mit Hypothese 2 überein (Abb. 30). Jene besagt, dass die Baumhöhen und -durchmesser aufgrund diverser klimatischer Bedingungen, wie z. B. niedrigere Temperatur und niedrigeres Strahlungsangebot, mit zunehmender Seehöhe sinken. In den tieferen Lagen sind die simulierten Mittelhöhen tiefer als die Höhen aus den Ertragstafeln (ET) und ab ca. 1.500 m ü. d. M. steigt der Trend und die Simulierten liegen über den Höhen aus der Ertragstafel. Die simulierten Baumdurchmesser und deren Referenzwerte (ET) werden ebenfalls von der Seehöhe beeinflusst, wenn auch nur schwach. Die simulierten Mittendurchmesser sind deutlich größer als die ET-Werte und bleiben in etwa konstant hoch. Die simulierte Grundfläche der Fichte nimmt mit steigender Meereshöhe zu, zugleich nehmen die Grundflächen aus den ET ab. Die Lärchen werden von iLand im Mittel gut abgebildet (Abb. 31). Bei allen drei

Parametern sind die simulierten Werte in tieferen Lagen niedriger und in höheren Lagen höher als die entsprechenden Referenzwerte. Der Wendepunkt liegt in etwa bei 1.500 – 1.600 m ü. d. M. Die ET-Werte weisen eine negative Beziehung zur Seehöhe auf, die simulierten Werte eine schwach Positive. Die Zirbentestbestände beginnen ab einer Höhe von ungefähr 1.200 m ü. d. M. Sie werden von iLand ebenfalls gut abgebildet (Abb. 32). Mittendurchmesser und Grundfläche stimmen im Mittel gut überein, die simulierten Mittelhöhen sind größer als die Referenzwerte aus den Ertragstafeln. Es fällt auf, dass im Gegensatz zu Fichte und Lärche, die simulierten Werte aller drei Parameter mit zunehmender Höhe sinken, wobei die ET-Werte alle steigen.

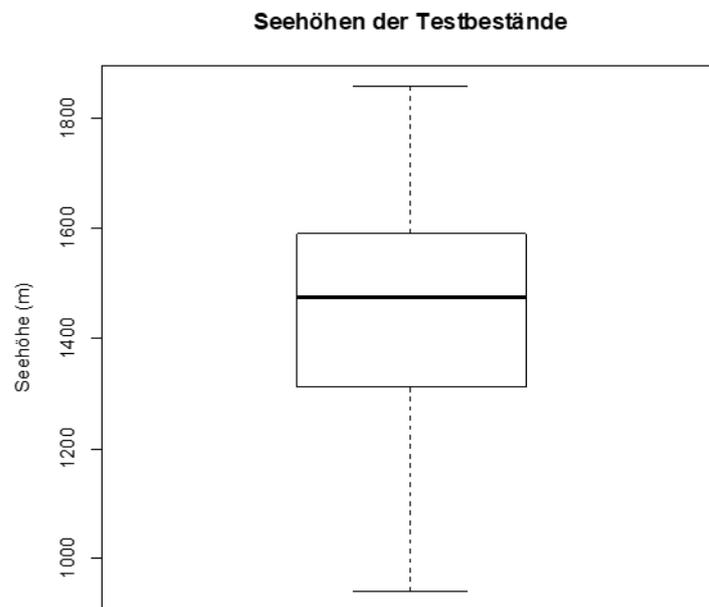


Abbildung 28: Boxplot-Diagramm über die Verteilung der Seehöhen (m) der 151 Testbestände. Der tiefste Waldbestand stockt auf 941 m ü. d. M., der Höchste auf 1.857 m ü. d. M.

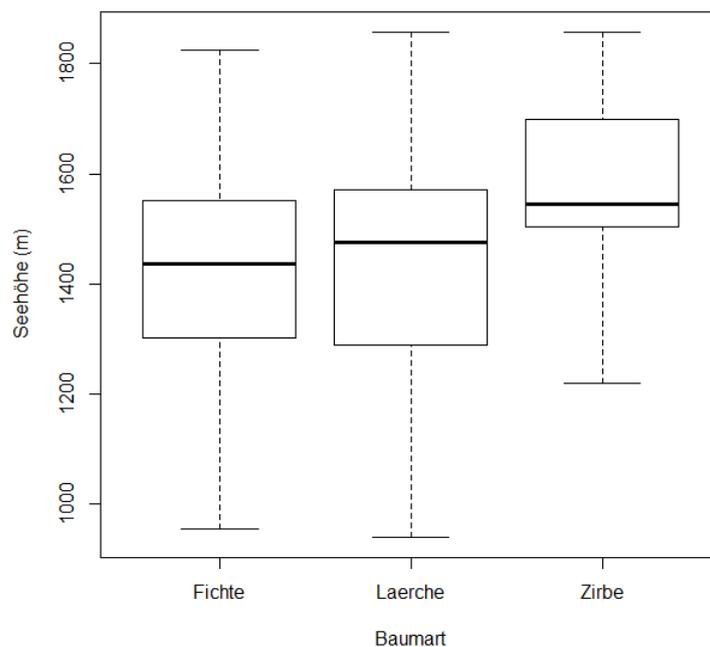


Abbildung 29: Die Verteilung der Anzahl der Testbestände je Baumart über die Höhenlage.

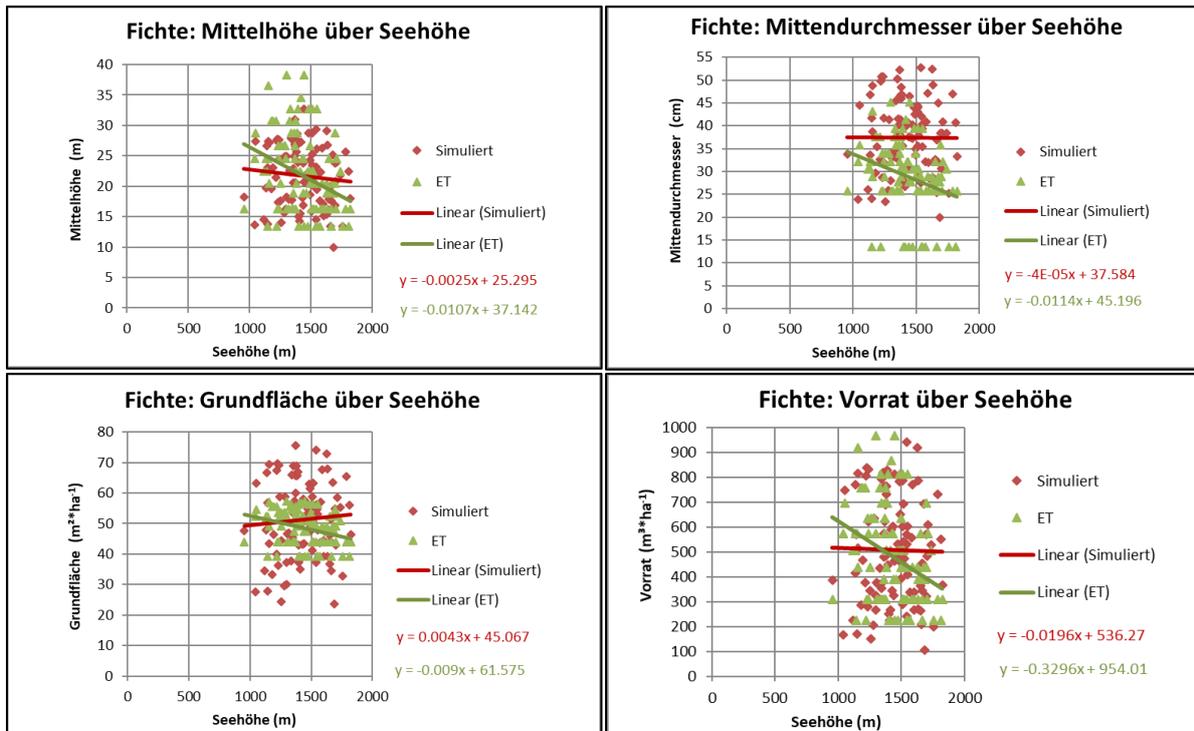


Abbildung 30: Simulierte Mittendurchmesser, Mittelhöhen, Grundflächen und Vorräte der Fichte und deren Referenzwerte aus den Ertragstafeln in Abhängigkeit der Meereshöhe.

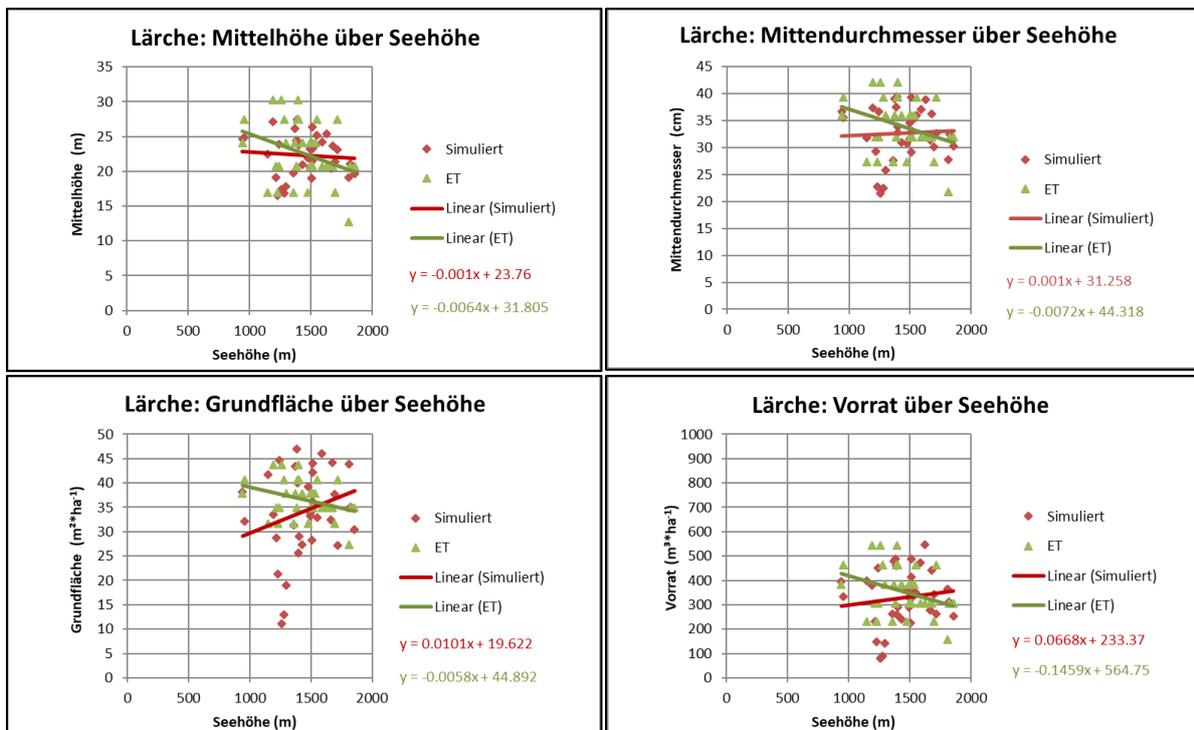


Abbildung 31: Simulierte Mittendurchmesser, Mittelhöhen, Grundflächen und Vorräte der Lärche und deren Referenzwerte aus den Ertragstafeln in Abhängigkeit der Meereshöhe.

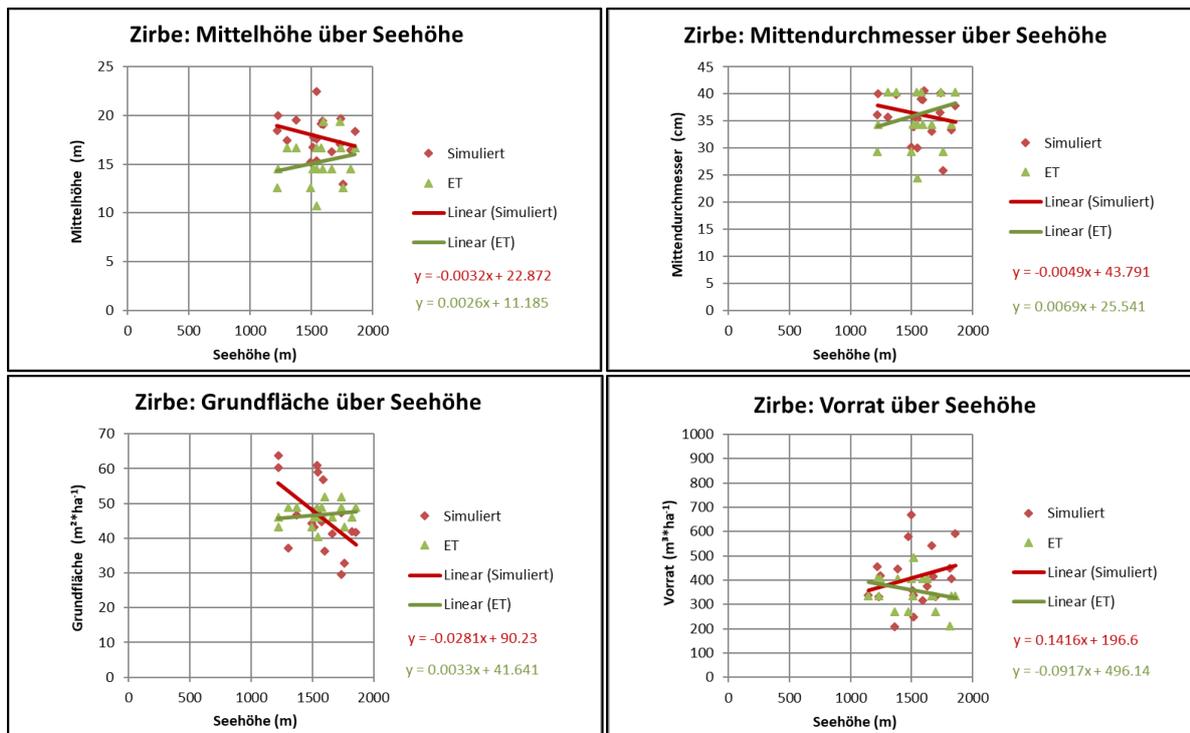


Abbildung 32: Simulierte Mittendurchmesser, Mittelhöhen, Grundflächen und Vorräte der Zirbe und deren Referenzwerte aus den Ertragstafeln in Abhängigkeit der Meereshöhe

B) Muster 1B: Produktivitätstest

Zur Analyse der zweiten Ausprägung des Musters Baumwachstum wird die Darstellung der Produktivität der Bestände durch das individuenbasierte Simulationsmodell iLand überprüft. Dazu werden die quantitativen Kriterien Vorrat im Alter 120 ($m^3 \cdot ha^{-1}$), durchschnittlicher Gesamtzuwachs im Alter 100 ($m^3 \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$) und die Ertragsklasse im Alter 120 ($m^3 \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$) der 151 Testbestände untersucht.

Abbildungen 33 und 34 zeigen die zufriedenstellende Übereinstimmung zwischen den Ertragstafelwerten und dem simulierten Volumen sowie dem durchschnittlichen Gesamtzuwachs (dGz_{100}) der Fichte. Die Schwankungsbreite der Produktivität der Fichtenbestände übertrifft jene der Lärchen und der Zirben deutlich (siehe dazu auch Tab. 10). Der Hektarvorrat der Fichten ist teilweise um bis zu $400 m^3$ höher, als jener der Lärchen- und Zirbenbestände.

Die simulierten Volumina der Lärchen weisen ebenfalls eine gute Übereinstimmung mit den Werten aus der Ertragstafel auf (Abb. 33). Die simulierten dGz_{100} bei der Lärche und vor allem bei der Zirbe sind etwas größer als die Referenzwerte. Wie bereits erwähnt, wurden die Parameter der Zirbe durch eine Modellkalibrierung angepasst. Nun stimmen Mitteldurchmesser, -höhe, Grundfläche und Volumen sehr gut mit den Ertragstafelwerten überein. Nur der simulierte durchschnittliche Gesamtzuwachs im Alter 100 ist im Vergleich zu vorher um einiges gestiegen (Abb. 34). Es herrscht eine große Streuung der Werte bei Vorrat und dGz_{100} .

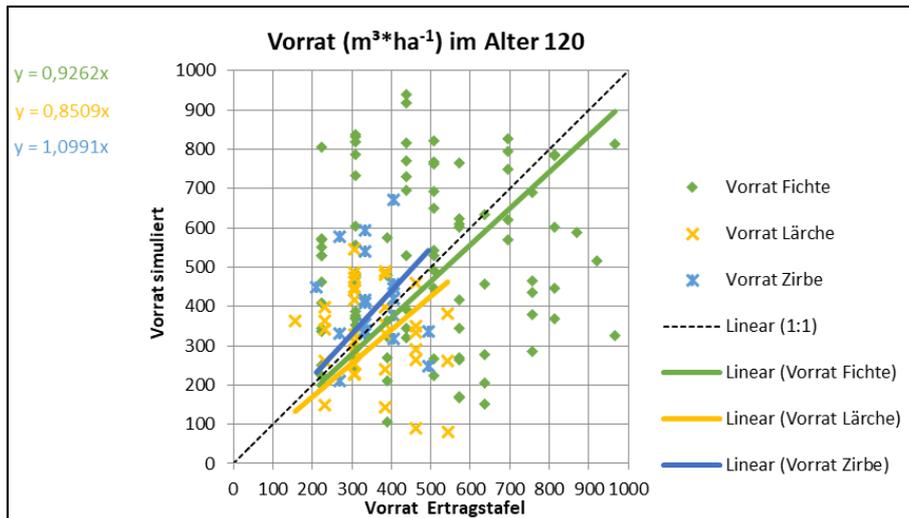


Abbildung 33: Vergleich der simulierten Volumina ($m^3 \cdot ha^{-1}$) der drei Baumarten mit jenen aus der Ertragstafel.

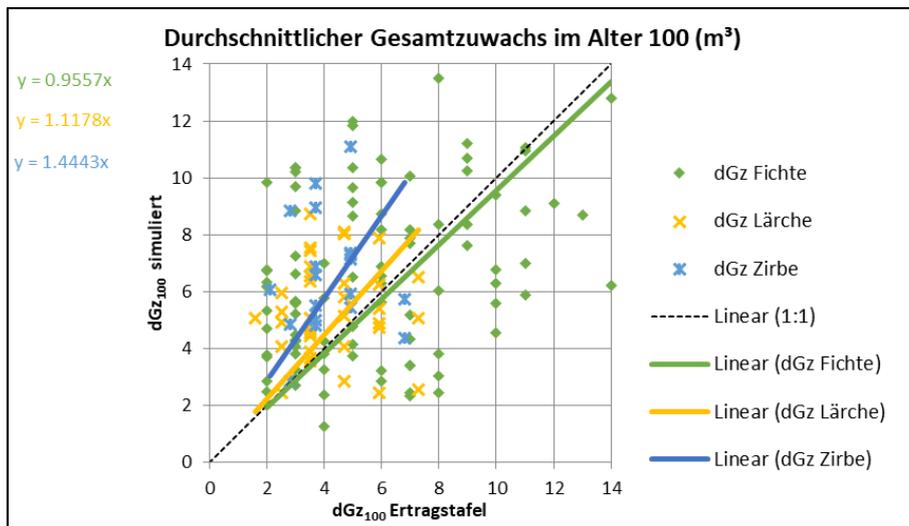


Abbildung 34: Vergleich der simulierten durchschnittlichen Gesamtwüchse im Alter 100 (m^3) der drei Baumarten und deren Referenzwerte aus den Ertragstafeln.

Es wurde festgestellt, dass zwischen der Seehöhe und dem durchschnittlichen Gesamtwuchs (dGz_{100}) der Fichte ein negativer Zusammenhang besteht. Dabei ist jener des dGz_{100} aus den Ertragstafeln (ET) stärker negativ als der Zusammenhang des simulierten dGz_{100} mit der Seehöhe (Abb. 35). Die Fichte weist realitätsnahe, starke Zuwächse auf, die hohen Bonitäten finden sich hauptsächlich im Bereich zwischen 1.000 m und 1.500 m Seehöhe. Die simulierten Vorräte pro Hektar stimmen im Mittel gut mit den Referenzwerten überein.

Ein zweites wichtiges Maß für die Beurteilung der Produktivität eines Bestandes ist die Angabe der jeweiligen Ertragsklasse. In diesem Fall wird stets von der Ertragsklasse dGz im Alter 120 gesprochen. Das Bild des durchschnittlichen Gesamtwuchses der Fichtenbestände spiegelt sich auch in deren Ertragsklassen wider. Die Beziehung zwischen den simulierten Ertragsklassen und den Referenzwerten aus den Ertragstafeln ist im Mittel gleich, doch bei den simulierten Ertragsklassen zeigt sich der Umweltgradient flacher (Abb. 35). Die simulierten Bonitäten sinken relativ wenig mit zunehmender Seehöhe, d.h. dass die Temperaturlimitierung immer noch etwas zu schwach ausfällt und die Fichten somit nach oben hin immer noch relativ gut wachsen bzw. nur wenig in ihrer Wuchskraft eingeschränkt werden. Insgesamt gesehen zeigt die Variationsbreite der Ertragsklassen von 2 bis 14 ein sehr gutes Wachstum der Fichte im Stubaital.

Die Lärchenbestände weisen hinsichtlich der Ertragsstapelwerte ebenfalls mit zunehmender Seehöhe einen sinkenden durchschnittlichen Zuwachs auf. Die simulierten Werte sinken hingegen nicht, sondern steigen leicht an. Auf einer Seehöhe von 1.000 m stimmen die Ergebnisse am besten überein und beschreiben den durchschnittlichen Gesamtwuchs mit $6 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$. Im höchsten Bereich bei ca. 1.900 m ü. d. M. weichen die Beziehungen um $2 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ voneinander ab. Die besten Bonitäten finden sich hier etwas höher als bei der Fichte, in einem Bereich von 1.500 m Seehöhe (Abb. 36). Die simulierten Vorräte pro Hektar stimmen im Mittel gut mit den Referenzwerten (ET) überein, wobei der Vorrat aus der ET eine negative und der simulierte Vorrat eine positive Beziehung zur Seehöhe aufweist. Abbildung 36 zeigt auch die Verteilung der Ertragsklassen über die Seehöhe. Der Umweltgradient der simulierten Klassen und der entsprechenden Referenzwerte klafft mit steigender Seehöhe zunehmend auseinander, deren Beziehung ist nur in tiefen Lagen um die 1.000 m ü. d. M. gleich. Die Temperaturlimitierung ist auch hier etwas zu schwach. Die Variationsbreite erstreckt sich zwischen Ertragsklasse 2 und 10, was eine mittlere Wüchsigkeit widerspiegelt.

Ein zur Gänze unterschiedliches Bild zeichnet hingegen die Zirbe. Der simulierte dGz_{100} weist eine wie angenommen negative Beziehung zur Seehöhe auf, während die ET-Werte des dGz_{100} mit zunehmender Seehöhe ansteigen. Die Ausnahme dazu bildet der Vorrat, bei welchem die simulierten Werte mit zunehmender Seehöhe (wie bei der Lärche) steigen, die Volumina aus den Ertragsstapeln wie erwartet sinken. Im Mittel stimmen die Vorräte gut überein. Die Beziehung zwischen simuliertem durchschnittlichem Zuwachs und der Entsprechung aus der ET ist genau umgekehrt im Vergleich zu Fichte und Lärche. Sie stimmt im Mittel in den hohen Lagen sehr gut überein, Simulation und Referenz (ET) weichen aber mit sinkender Seehöhe voneinander ab (Abb. 37). In den tiefsten Lagen auf 1.250 m ü. d. M. beträgt der simulierte durchschnittliche Zuwachs in etwa $10 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$, der ET-Wert $4 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$. Am oberen Ende des Projektgebietes auf etwa 1.900 m ü. d. M. stimmen, die simulierten Werte gut mit den Referenzwerten überein, der durchschnittliche Gesamtwuchs beträgt ca. $4 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$. Das Bild pflanzt sich in der Darstellung der Ertragsklassen über die Seehöhe fort (Abb. 37). Die hohen Bonitäten finden sich bei den Zirbenbeständen hauptsächlich in den hohen Lagen, in Bereichen zwischen 1.500 m und 2.000 m ü. d. M., wobei sie zwischen den Ertragsklassen 2 und 10 liegen.

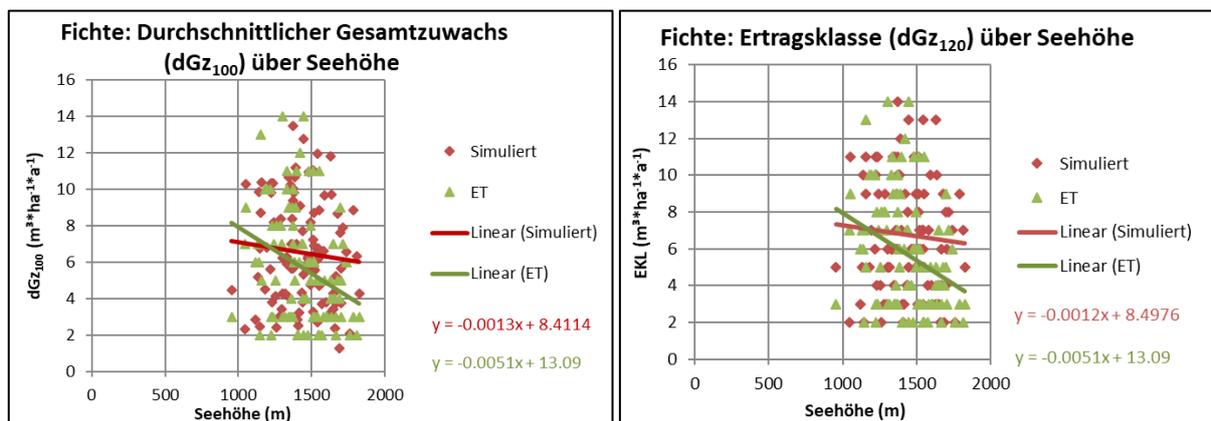


Abbildung 35: Simulierter durchschnittlicher Gesamtwuchs im Alter 100 (links) sowie simulierte Ertragsklassen im Alter 120 (rechts) (jeweils in $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$) der Fichtenbestände und deren Referenzwerte aus den Ertragsstapeln in Abhängigkeit der Seehöhe (m).

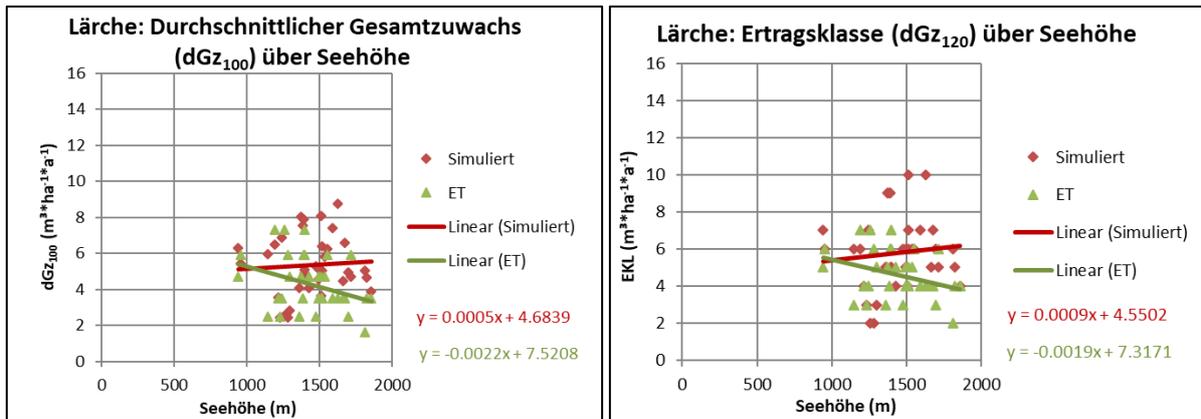


Abbildung 36: Simulierter durchschnittlicher Gesamtwuchs im Alter 100 (links) sowie simulierte Ertragsklassen im Alter 120 (rechts) (jeweils in $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$) der Lärchenbestände und deren Referenzwerte aus den Ertragstafeln in Abhängigkeit der Seehöhe (m).

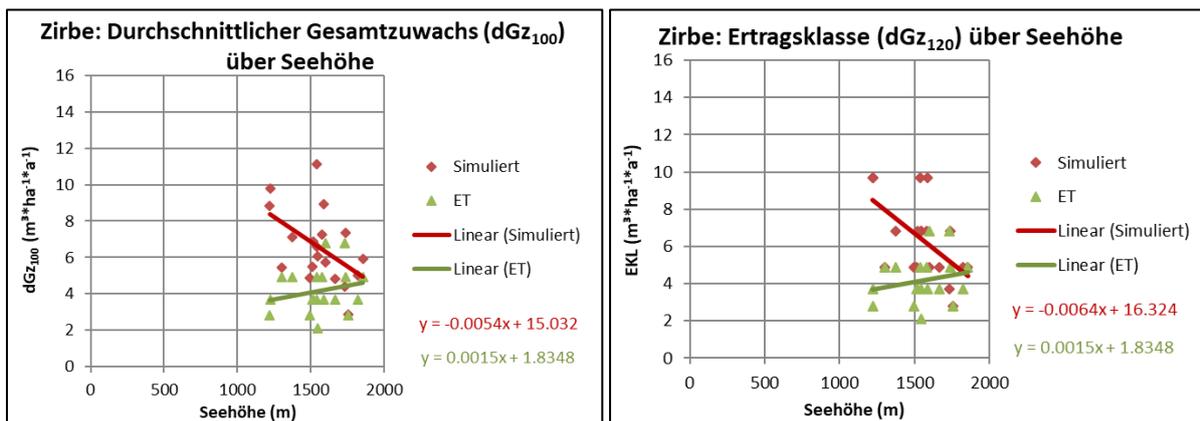


Abbildung 37: Simulierter durchschnittlicher Gesamtwuchs im Alter 100 (links) sowie simulierte Ertragsklassen im Alter 120 (rechts) (jeweils in $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$) der Zirbenbestände und deren Referenzwerte aus den Ertragstafeln in Abhängigkeit der Seehöhe (m).

Wie bereits festgestellt, übertrifft die Schwankungsbreite der Produktivität der Fichten jene der beiden übrigen Baumarten stark. Tabelle 10 zeigt, dass die Ertragsklassen der Fichte von 2 bis 14 reichen. Dabei liegt der Referenzwert der mittleren Produktivität bei Ertragsklasse 6 und die mittlere simulierte Produktivität bei Ertragsklasse 7. Im Vergleich dazu erreicht die Lärche nur eine maximale Ertragsklasse von 7 (ET) bzw. 10 (simuliert), ist im Mittel jedoch nur um eine Ertragsklasse schlechter als die Fichte. Ein ähnliches Bild zeigt sich bei der Zirbe. Die höchste Ertragsklasse wird mit der simulierten Ertragsklasse 9,7 erreicht bzw. der Ertragsklasse 7 als Referenzwert. Im Mittel sind die Zirbenbestände wiederum nur ein bis zwei Klassen schlechter als die Fichtenbestände. Generell fällt durch Tabelle 10 auf, dass die Referenz-Ertragsklassen größtenteils etwas niedriger ausfallen, als die Simulierten. Diese Beobachtung widerspiegelt auch Abbildung 38. Es wird deutlich, dass iLand die Ertragsklassen der Zirbenbestände am stärksten überschätzt. Wie bereits weiter vorne festgestellt, handelt es sich bei den zu hohen Ertragsklassen um Bestände der tiefen Lagen. Die Ertragsklassen der Lärchen werden ebenfalls, aber nur sehr leicht, überschätzt. Die Ertragsklassen der Fichte stimmen sehr gut überein. Vor allem in den tiefen Lagen weisen die drei Baumarten stark voneinander abweichende Ertragsklassen auf. Zwischen 1.600 und 1.700 m ü. d. M. nähern sich die Ertragsklassenwerte der drei Baumarten an (simuliert: EKL 6, ET: EKL 4), während sie sich mit zunehmender Seehöhe wieder differenzieren (Abb. 39). Es wird wiederum deutlich, dass die Ertragsklassen aus den Ertragstafeln etwas schlechter sind, als die von iLand simulierten.

Tabelle 10: Simulierte Ertragsklassen und Ertragsklassen aus den Ertragstafeln der drei untersuchten Baumarten: Höchste, niedrigste und mittlere Bonitäten mit deren Standardabweichung.

Baumart	EKL Minimum		EKL Maximum		EKL Mittel			
	simuliert	ET	simuliert	ET	\bar{x} simuliert	\bar{x} ET	σ simuliert	σ ET
Fichte	2	2	14	14	7	6	3.1	3.1
Lärche	2	2	10	7	6	5	2.0	1.2
Zirbe	2.8	2.1	9.7	6.8	6.3	4.2	2.1	1.2

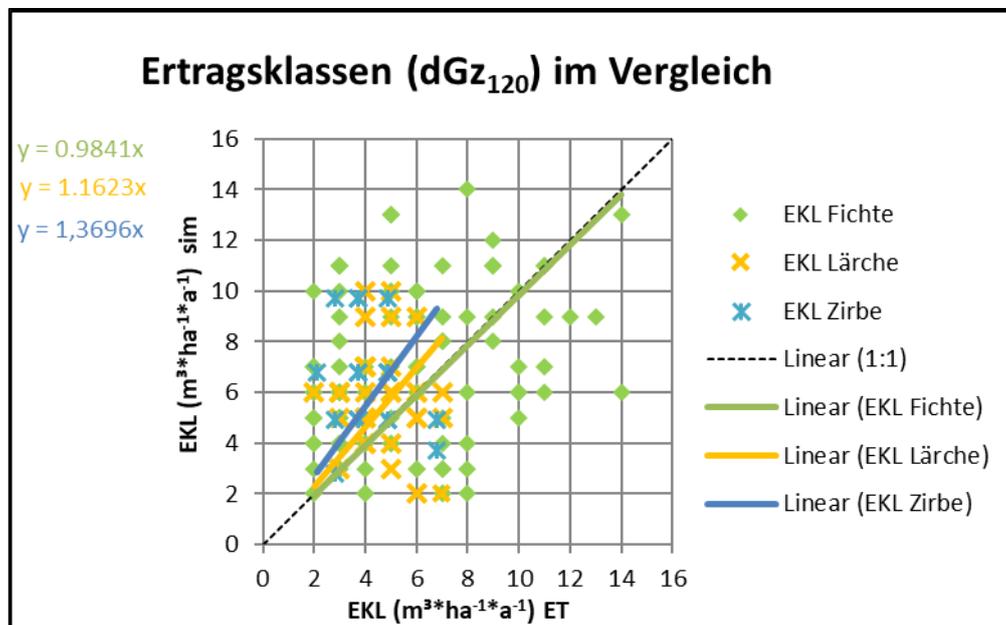


Abbildung 38: Ein Vergleich der simulierten Ertragsklassen mit den Ertragsklassen aus den Ertragstafeln in $m^3 \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$ (jeweils dGz_{120}) der drei Hauptbaumarten des Stubaitales: Fichte, Lärche und Zirbe.

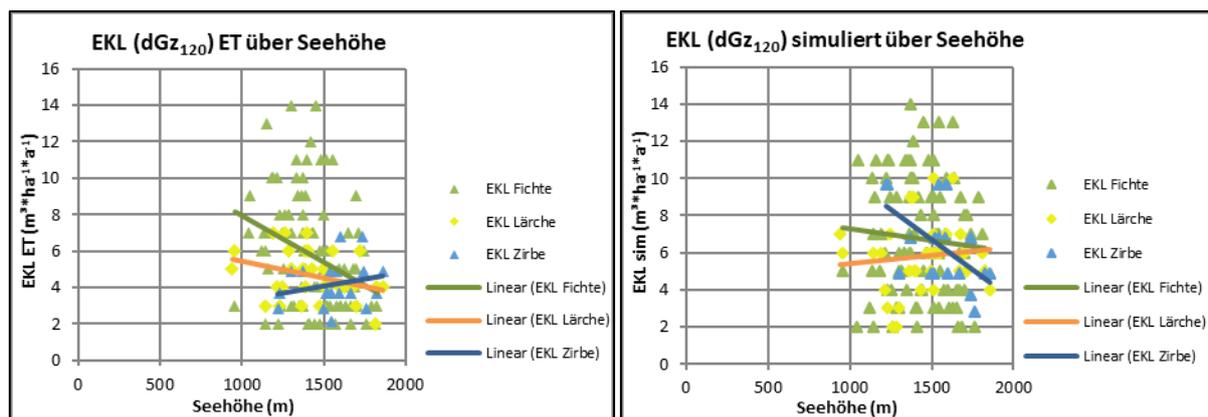


Abbildung 39: Die Ertragsklassen aus den Ertragstafeln als Referenz (links) und die simulierten Ertragsklassen (rechts) in $m^3 \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$ (jeweils dGz_{120}) der drei Baumarten über die Seehöhe (m).

C) Muster 1: Vergleich mit empirischen Studien

Um die Analyse des Modellverhaltens in Bezug zur Seehöhe weiter zu erleichtern, werden die simulierten Daten der Fichte mit empirischen Daten aus den Studien von SEIDL (2004, 2005) und HERZBERGER (1996) im Hinblick auf den dGz und mit der Studie von KLEMMT und EWALD (2012) bezüglich der Baumhöhe verglichen. Die Fichte ist die Hauptbaumart im Stubaital, daher wird das Hauptaugenmerk auf sie gelegt

SEIDL (2004) evaluiert in seiner Arbeit das Modell PICUS v1.3 und testet dabei ebenfalls die Produktivität von Fichten-Beständen. Er nutzt Streudiagramme und verwendet die Steigung

der Regressionsgeraden als Vergleichswert mit den Ergebnissen von HERZBERGER (1996). HERZBERGER analysiert anhand der Daten des österreichischen Waldschaden-Beobachtungssystems (WBS) die Auswirkung verschiedener Parameter, unter anderem der Seehöhe, auf das Ertragsvermögen der Fichte in Österreich. Wie auch in der vorliegenden Studie, sinken sowohl bei SEIDL (2005), als auch bei HERZBERGER (1996) die durchschnittlichen Zuwächse mit steigender Seehöhe. Der durchschnittliche Gesamtzuwachs im Alter 100 beträgt bei SEIDL (2005) je nach Höhenstufe und Bodenqualität zwischen $3,6 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ (tiefsubalpines Klima, schlechte Bodenqualität) und $21,8 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ (submontanes Klima, gute Bodenqualität) (Abb. 40, grüne Dreiecke). Im Stubaital zeigen sich für den durchschnittlichen Zuwachs im Alter 100 Werte zwischen $2,0 \text{ m}^3$ und $14,0 \text{ m}^3$ (dGZ₁₀₀ ET) bzw. $1,3 \text{ m}^3$ und $13,5 \text{ m}^3$ (dGZ₁₀₀ sim.). Diese Werte stimmen gut mit der Datenwolke des Waldschaden-Beobachtungssystems überein (Abb. 40 dunkle Quadrate). Jene Punktwolke beinhaltet Daten von Testbeständen zwischen 250 bis 2.000 m ü. d. M. Die Testbestände der vorliegenden Arbeit stocken vorwiegend zwischen 1.300 und 1.600 m ü. d. M. Die beiden Streudiagramme in Abbildungen 40 und 41 zeigen, dass auch die Referenzwerte (ET) im Stubaital und die mit iLand simulierten Werte von den Daten des WBS von HERZBERGER und den simulierten Daten von SEIDL bestätigt werden. Die Steigung der Regressionsgerade der Referenzwerte beträgt $-0,0051$ und stimmt somit gut mit denen von HERZBERGER ($-0,0050$) und SEIDL ($-0,0052$ für hohe, $-0,0011$ für mittlere und $-0,0006$ für geringe Bodenfruchtbarkeit) überein. Die Steigung der simulierten Regressionsgerade beträgt $-0,0013$ und ist damit im Bereich der mittleren Bodenqualität laut SEIDL. Für tiefere Lagen würde iLand in diesem Falle die Zuwächse unterschätzen. Für die in der vorliegenden Arbeit relevanten Höhenlagen bildet iLand die Werte jedoch gut ab. Zudem werden hier die unterschiedlichen Bodenqualitäten nicht separat berücksichtigt und könnten so eventuell zu den Unterschieden beitragen. Die größte Reaktion auf das Klima, sprich die Seehöhe, zeigte der dGz auf den besten Böden (SEIDL 2004). In einem zweiten Schritt berücksichtigt SEIDL die Tatsache, dass in höheren Lagen die Bodenqualität meist geringer ist und simuliert dasselbe noch einmal, jedoch mit einer mittleren Bodenqualität nach der Waldbodenzustandsinventur. Dabei ergaben sich Zuwächse zwischen $14,5 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ (submontan), $11,1 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ (montan) und $8,7 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ (tiefsubalpin) mit einer Steigung von $-0,0064$ (Abb. 40, blaue Kreise). Diese Werte passen noch besser mit denen dieser Arbeit zusammen.

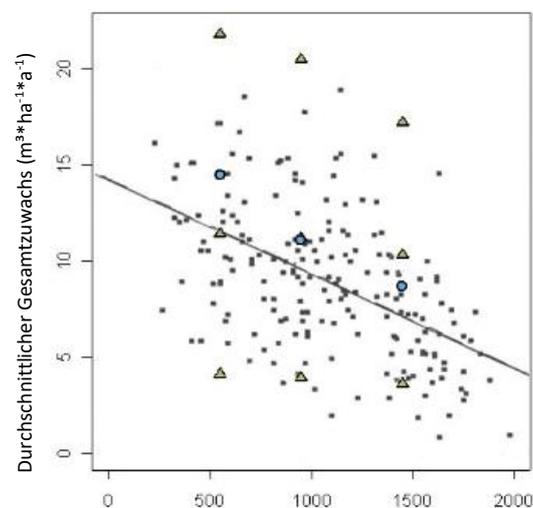


Abbildung 40: Darstellung des durchschnittlichen Gesamtzuwachses in $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$, wobei die grünen Dreiecke die simulierte Produktivität auf unterschiedlichen Bodenqualitäten darstellen (gut, mittel, schlecht) (nach SEIDL 2005), die blauen Kreise bilden die simulierte Produktivität auf einem durchschnittlichen Boden laut Waldbodenzustandsinventur (WBZI) ab (nach SEIDL 2004) und die kleinen dunklen Quadrate im Hintergrund sowie die Trendlinie, stellen die Aufzeichnungen des dGz aus dem WBS nach HERZBERGER (1996) dar. Dabei erklärt die Regressionsgerade von HERZBERGER etwas mehr als ein Viertel (27,3 %) der Varianz der Wuchsleistung (Quelle: verändert nach HERZBERGER 1996, S. 69; SEIDL 2004, S. 54)

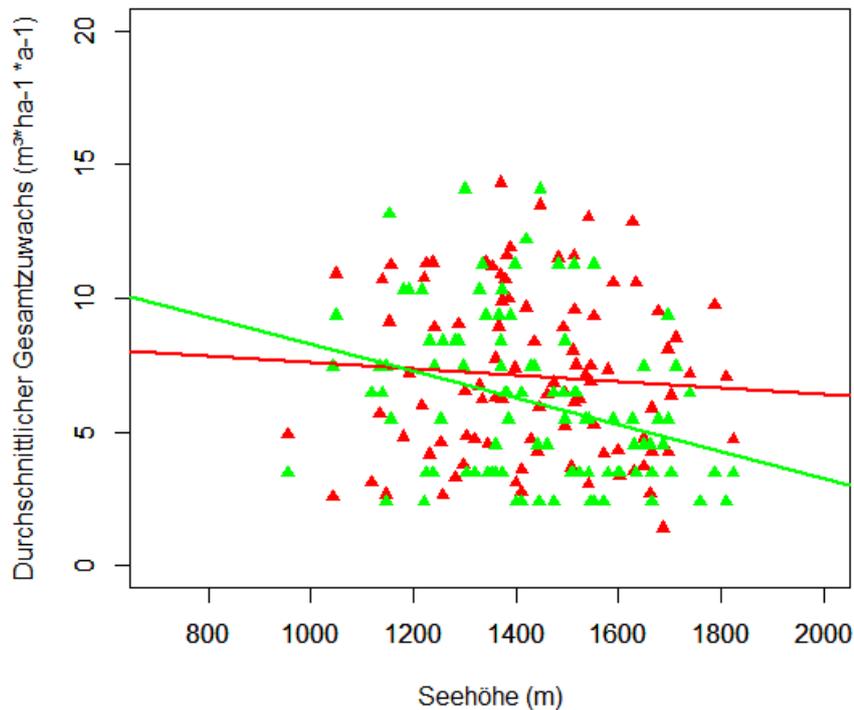


Abbildung 41: Streudiagramm des simulierten (rot) durchschnittlichen Gesamtwachses im Alter 100 ($\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$) und der entsprechenden Referenzwerte (grün) der 97 Fichtentestbestände im Stubaital mit der Seehöhe (m) als unabhängige Variable. Die Regressionsgeraden weisen folgende Gleichungen auf: $y_{\text{ET}} = -0.0051 \cdot x + 13.0901$ (grün) und $y_{\text{sim}} = -0.0013 \cdot x + 8.4114$ (rot).

Zusätzlich analysiert HERZBERGER seine Daten mithilfe einer geglätteten Trendlinie, welche mittels der LOWESS-Regression (= *locally weighted scatterplot smoothing*, nach CLEVELAND 1979), einer nicht parametrischen, lokal gewichteten Regressionsfunktion, erstellt wurde. Dabei werden die Funktionswerte als gewichtetes Mittel benachbarter Y-Werte berechnet (HERZBERGER 1996). Wird diese Regression auch für die vorliegenden Daten berechnet, zeichnet sich die gute Übereinstimmung der Zuwächse aus den Ertragstafeln mit denen von Herzberger ab. Laut ihm herrscht ein relatives Wuchsoptimum der Fichte im Bereich zwischen 900 m und 1.200 m ü. d. M., die Gerade bleibt konstant und fällt erst ab 1.200 m weiter ab. Dieses Verhalten zeigt sich auch bei den Referenzwerten der vorliegenden Arbeit (Abb. 42). iLand unterschätzt die Werte in den tiefen Lagen und die simulierten Zuwächse erreichen ihr Optimum erst bei 1.400 m bis 1.500 m ü. d. M. und beginnen dann erst zu fallen.

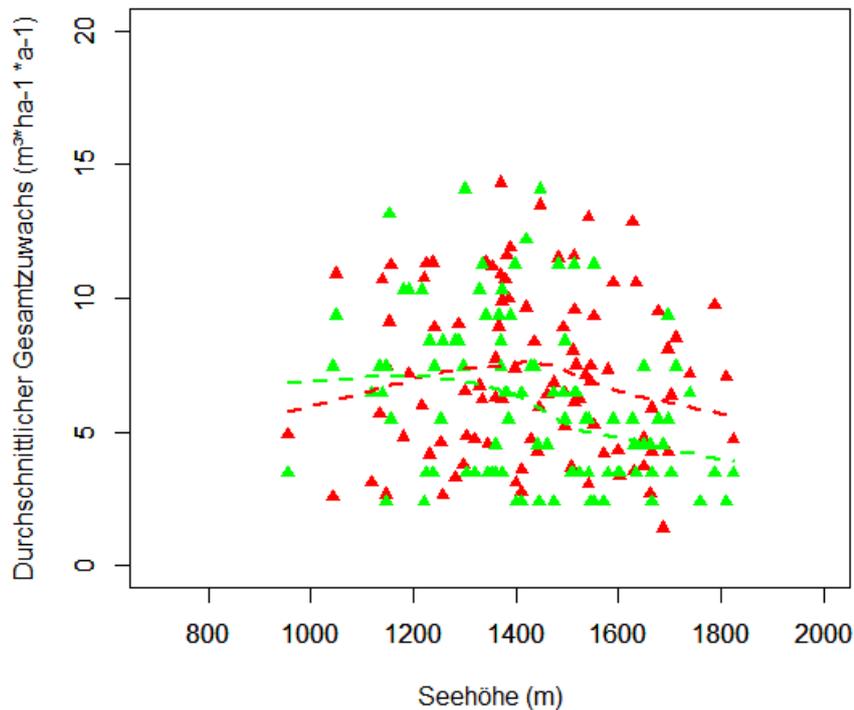


Abbildung 42: LOWESS-Regression (Strichlinie) der durchschnittlichen Zuwächse der 97 Fichten-Testbestände über die Seehöhe. Die Referenzwerte werden durch die grüne und die simulierten Werte durch die rote Farbe gekennzeichnet.

KLEMMT und EWALD (2012) evaluierten in ihrer Studie die Ergebnisse des WINALP-Projektes, worin unter anderem mithilfe eines Modells Waldtypen für die Bayerischen Alpen ausgewiesen wurden. Abbildung 43 stellt den Vergleich der Ertragstafelwerte und der von iLand simulierten Mittelhöhen im Alter 120 mit den Einzelbaumhöhen von 100-jährigen Fichten in der Oberschicht bzw. ungeschichteten Reinbeständen pro Waldtyp von KLEMMT und EWALD dar, aufgeteilt in die hochmontane und subalpine Höhenstufe. Es zeigt sich, dass die Baumhöhen mit zunehmender Meereshöhe sinken und, dass die Daten der vorliegenden Arbeit im Rahmen der Vergleichsdaten liegen.

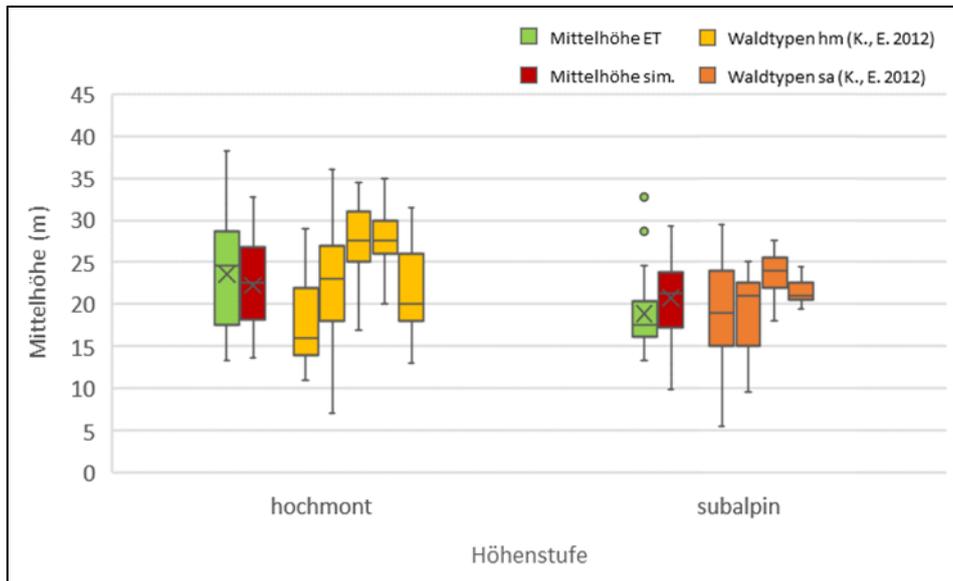


Abbildung 43: Vergleich der Ertragstafelwerte und der von iLand simulierten Mittelhöhen der Fichten im Stubaital (Alter 120 J.) mit 100-jährigen Fichtenbeständen in den Bayerischen Alpen aus der Studie von KLEMMT und EWALD (2012). Dabei stellen die grünen Box-Plots die Baumhöhen aus den Ertragstafeln dar, die Roten die simulierten Höhen, die gelben Box-Plots von links nach rechts die Waldtypen FT 312, FT 313, FT 324, FT 325 und FT 335 der hochmontanen Höhenstufe nach KLEMMT und EWALD (2012) und die orangen Box-Plots die Waldtypen Fi 413, Fi 424, Fi 425 und Fi 434 der subalpinen Stufe. Die Box-Plots beinhalten das Minimum, Maximum, die 1. und 3. Quartile, den Median und z.T. den Mittelwert (Kreuz) (Quelle: verändert nach KLEMMT und EWALD 2012, S. 18).

D) Muster 1: Bias und Grad des Zusammenhangs

Um die Korrelation der Daten zu überprüfen wurde der nicht-parametrische Spearman's Rangkorrelationskoeffizient verwendet. Spearman's Rho nimmt Werte zwischen -1 und +1 an, wobei die absolute Zahl die Stärke der Korrelation angibt und das Vorzeichen die Richtung der Beziehung.

Die *rho* - Werte aus Tabelle 11 zeigen, dass zwischen den Variablen über alle Baumarten eher geringe Korrelation herrscht. Besonders bei dem Vergleich der Parameter mit der Seehöhe fallen die schwachen Beziehungen auf, welche sich von 0,002 (simulierte Grundfläche - Absolutwert) bis maximal 0,340 (Mittelhöhe ET - Absolutwert) erstrecken. Dabei weisen alle, bis auf die simulierte Grundfläche, eine negative Richtung der Beziehung auf. Das bedeutet, dass eine Variable tendenziell ansteigt, während die andere abfällt, so wie in diesem Fall wenn auch nur schwach. Sowohl die simulierten Werte als auch die Referenzwerte (ET), weisen diese schwache Korrelation auf, wenn auch die ET-Werte tendenziell stärker mit der Seehöhe korrelieren. Bei der Überprüfung der Korrelation zwischen den simulierten Werten und den Entsprechungen aus der ET zeigt sich eine etwas stärkere Beziehung, wobei sich Spearman's *rho*-Werte zwischen 0,054 (Mittendurchmesser absolut) und maximal 0,416 (Mittelhöhe absolut) bewegen. Dabei sind die Werte alle positiv, was dann der Fall ist, wenn beide Variablen gleichzeitig ansteigen oder abfallen. Insgesamt zeigen die Mittelhöhen, sowohl über die Seehöhe geplottet als auch simuliert vs. ET, die stärkste Korrelation.

Bei der Betrachtung der Fichtenkorrelationen allein (Tabelle D3 in Anhang D) fällt auf, dass die simulierten Parameter alle eine schwache Korrelation zur Seehöhe aufweisen, die Referenzwerte eine mittlere Korrelation. Die Parameter aus den Ertragstafeln ergeben stets exakt dieselbe Zahl. Die Vorzeichen sind bis auf die Korrelation zwischen simulierter Grundfläche und Seehöhe negativ. Die Korrelationen zwischen den simulierten Mittelhöhen, dGz_{100} und Ertragsklassen und deren entsprechenden Referenzwerten aus den ET sind mit einer mittleren Effektstärke besser als jene der Mittendurchmesser, Grundflächen und Vorräte.

Außerdem ist hier die Beziehung bis auf jene der Grundflächen positiv, was auf ein gemeinsames Steigen oder Fallen der Parameter hinweist.

Dasselbe Bild der Korrelationen über die Seehöhe zeigt sich auch bei den Lärchenbeständen (Tabelle D4 in Anhang D). Die Parameter aus den ET zeigen alle eine wie erwartet negative Korrelation zur Seehöhe, bei den simulierten Parametern überwiegen die positiven Vorzeichen. Im Vergleich der simulierten und ET-Parameter zueinander weisen die Mittendurchmesser, Mittelhöhen und Grundflächen eine mittlere Effektstärke auf, während die Maße der Produktivität, sprich Vorräte, dGz_{100} und Ertragsklassen nur schwach korrelieren. Hier kann keine klare Richtung der Korrelation festgestellt werden, negative und positive Korrelationen zwischen den Parametern halten sich die Waage.

Die Zirbenbestände zeigen eine tendenziell stärkere Korrelation der Parameter sowohl zueinander als auch zur Seehöhe (Tabelle D5 in Anhang D). Während die Referenzparameter über die Seehöhe wiederum alle denselben ρ -Wert mit einer mittleren Effektstärke aufweisen, schwankt er bei den Simulierten stark. Die simulierten Grundflächen, dGz_{100} und Ertragsklassen korrelieren stark, die simulierten Mittendurchmesser schwach und die Restlichen korrelieren in einem mittleren Maß mit der Seehöhe. Alle Beziehungen zwischen den simulierten Parametern und der Seehöhe sind positiv, was bedeutet, dass mit steigender Seehöhe auch die simulierten Parameter steigen. Alle Korrelationen der Ertragstafelwerte sind negativ. Dies bestätigt die graphische Auswertung des Zirben-Verhaltens. Die Produktivitätsparameter zeigen eine schwache Korrelation zueinander, während die Parameter der Baumdimensionen vorwiegend stark korrelieren.

Aus dem Bestehen eines statistischen Zusammenhangs allein, z. B. einer Korrelation, kann nicht gefolgert werden, dass ein direkter kausaler Zusammenhang vorliegt, sprich dass Änderungen an einer der beiden Variablen Änderungen an der anderen Variablen mit sich ziehen. Korrelation zwischen zwei Variablen kann zwar durch Kausalzusammenhänge verursacht werden, jedoch auch durch eine gemeinsame Abhängigkeit von dritten Größen, durch Heterogenität des Materials oder durch reine Formalität. Die Anerkennung einer kausalen Korrelation erfolgt durch Ausschließen der anderen Möglichkeiten und muss von Fall zu Fall geklärt werden. Die Höhe des Korrelationskoeffizienten spielt dabei nur selten eine Rolle (KOLLER 1963, SACHS und HEDDRICH 2006).

Tabelle 11: Korrelationsanalyse aller Parameter des Musters „Baumwachstum“ anhand der Rangkorrelationskoeffizienten Spearman's Rho und deren Effektstärke in Anlehnung an die Interpretation nach COHEN (1992). Die zweite Spalte beschreibt die Beziehung der diversen Parameter über die Seehöhe (m) und die dritte Spalte beschreibt die Beziehung der simulierten Parameter und deren Referenzwerte zueinander. In diese Korrelationsanalyse wurden alle 151 Testbestände miteinbezogen.

Alle Baumarten: Parameter	Parameter über Seehöhe		Simuliert über Ertragstafel	
	Spearman's rho	Effektstärke	Spearman's rho	Effektstärke
Mittendurchmesser sim.	-0.014	schwach	0.054	schwach
Mittendurchmesser ET	-0.178	schwach		
Mittelhöhe sim.	-0.159	schwach	0.416	stark
Mittelhöhe ET	-0.340	mittel		
Grundfläche sim.	0.002	schwach	0.309	mittel
Grundfläche ET	-0.200	schwach		
Vorrat sim.	-0.052	schwach	0.177	schwach
Vorrat ET	-0.296	mittel		
dGz ₁₀₀ sim.	-0.082	schwach	0.268	mittel
dGz ₁₀₀ ET	-0.285	mittel		
EKL ₁₂₀ sim.	-0.093	schwach	0.204	mittel
EKL ₁₂₀ ET	-0.301	mittel		

Neben der Korrelation der Daten soll mit der prozentuellen Abweichung (e%) auch ein Fehlermaß berechnet werden. Wie aus den Tabellen 12 bis 14 ersichtlich, reichen die Abweichungen von 0,27 % (Mittendurchmesser Zirbe) bis zu einem Maximum von 56,77 % (dGz₁₀₀ Zirbe). Bei der Betrachtung der Abweichungen über alle Baumarten schneiden die Mittelhöhen mit 1,01 % am besten ab, die EKL₁₂₀ mit 23,16 % am schlechtesten. Auf die einzelnen Baumarten bezogen zeigen sich keine klaren Tendenzen - bei gewissen Parametern schneidet eine Baumart besser ab, die anderen schlechter und umgekehrt.

Tabelle 12: Prozentuelle Abweichung (e%) zwischen den Ertragstafelwerten als Referenz und den simulierten Werten der Mittendurchmesser (cm) und Mittelhöhen (m) sowie deren Mittelwerte über alle Baumarten und einzeln pro Baumart. Für die Mittelwerte über alle Baumarten werden zusätzlich die Werte des Konfidenzintervalls von 95 % in Klammern angegeben.

Baumart	Mittendurchmesser			Mittelhöhe		
	(cm)			(m)		
	ET	simuliert	e%	ET	simuliert	e%
Gesamt	30.94	36.24	+ 17.12	21.13	21.35	+ 1.01
	(29.74-32.15)	(35.10-37.38)		(20.16-22.11)	(20.63-22.06)	
Fichte	28.83	37.53	+ 30.21	21.77	21.69	- 0.38
Lärche	33.90	33.23	- 1.96	22.58	22.30	- 1.24
Zirbe	36.31	36.21	- 0.27	15.21	17.84	+ 17.29

Tabelle 13: Prozentuelle Abweichung (e%) zwischen den Ertragstafelwerten als Referenz und den simulierten Werten der Grundflächen ($m^2 \cdot ha^{-1}$) und der Volumina ($m^3 \cdot ha^{-1}$) sowie deren Mittelwerte über alle Baumarten und einzeln pro Baumart. Für die Mittelwerte über alle Baumarten werden zusätzlich die Werte des Konfidenzintervalls von 95 % in Klammern angegeben.

Baumart	Grundfläche			Vorrat		
	$(m^2 \cdot ha^{-1})$			$(m^3 \cdot ha^{-1})$		
	ET	simuliert	e%	ET	simuliert	e%
Gesamt	45.60	46.74	+ 2.49	436.01	454.68	+ 4.28
	(44.47-46.74)	(44.59-48.90)		(407.43-464.60)	(422.80-486.57)	
Fichte	48.65	51.30	+ 5.44	481.10	508.20	+ 5.63
Lärche	36.54	34.28	- 6.20	353.97	329.85	- 6.82
Zirbe	46.75	46.44	- 0.66	356.95	411.44	+ 15.27

Tabelle 14: Prozentuelle Abweichung (e%) zwischen den Ertragstafelwerten als Referenz und den simulierten durchschnittlichen Gesamtzuwächsen im Alter 100 und Ertragsklassen im Alter 120 (jeweils in $m^3 \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$) sowie deren Mittelwerte über alle Baumarten und einzeln pro Baumart. Für die Mittelwerte über alle Baumarten werden zusätzlich die Werte des Konfidenzintervalls von 95 % in Klammern angegeben.

Baumart	dGz ₁₀₀			EKL ₁₂₀		
	$(m^3 \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1})$			$(m^3 \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1})$		
	ET	simuliert	e%	ET	simuliert	e%
Gesamt	5.19	6.25	+ 20.58	5.26	6.48	+ 23.16
	(4.75-5.62)	(5.84-6.67)		(4.83-5.69)	(6.03-6.93)	
Fichte	5.71	6.52	+ 14.21	5.71	6.75	+ 18.23
Lärche	4.28	5.35	+ 24.95	4.60	5.80	+ 26.09
Zirbe	4.18	6.55	+ 56.77	4.18	6.34	+ 51.64

4.1.2 Muster 2 „Naturwaldentwicklung“: Potentiell natürliche Waldgesellschaften

Das Ziel der Analyse des zweiten Musters „Naturwaldentwicklung: Potentiell natürliche Waldgesellschaften“ besteht in der Evaluierung von iLand auf der Landschaftsebene. Es wird getestet, ob das Simulationsmodell in der Lage ist, die Konkurrenz zwischen den Baumarten auch über lange Zeit zu erfassen und somit die Zusammensetzung der Stubaier Bergwälder langfristig abzubilden. Das Hauptaugenmerk liegt auf der Baumartenzusammensetzung und der räumlichen Verteilung der Waldgesellschaften in der Landschaft.

Die Simulation über 1.500 Jahre zeigt, dass sich die ESC ungefähr ab dem Jahr 500 einstellt (Abb. 44, detailliertere Darstellung in Anhang E). Ab dem Simulationsjahr 600 ändert sich nur mehr wenig bis nichts. Die Kolonisation startet ausgehend von der Talsohle und den Gunstlagen und breitet sich langsam nach oben hin aus. Zu Beginn setzen sich vor allem Pionierbaumarten wie Birke, Lärche und Grünerle durch, mit der Zeit gesellen sich auch die Buche und in höheren Lagen die Zirbe hinzu. Ab dem Jahr 120 beginnt sich verstärkt die Fichte zu etablieren und erreicht ungefähr mit dem Jahr 500 ihre volle Ausdehnung und dominierende Stellung im Stubaital. In der Talsohle haltet sich die Buche, nach oben hin schließt ein breiter Fichtengürtel an, welcher in Lärchen- und Zirbendominierte Bestände übergeht und schlussendlich an der Baumgrenze in Krummholzbestände aus Birken, Grünerlen und Zitterpappel mündet. Lokal kommen einzelne Weißkiefern- und Schwarzerlenbestände vor. Am Taleingang (Norden), der tiefstgelegenen Stelle des Stubaitals, stocken Traubeneichen- und Stieleichenbestände. Abbildung 45 zeigt die generelle Verteilung der Baumarten unabhängig von ihrer Dominanz am Ende der Simulation, was erkennen lässt, dass iLand auch die Tanne für die tiefergelegenen Bereiche des Stubaitals vorsieht.

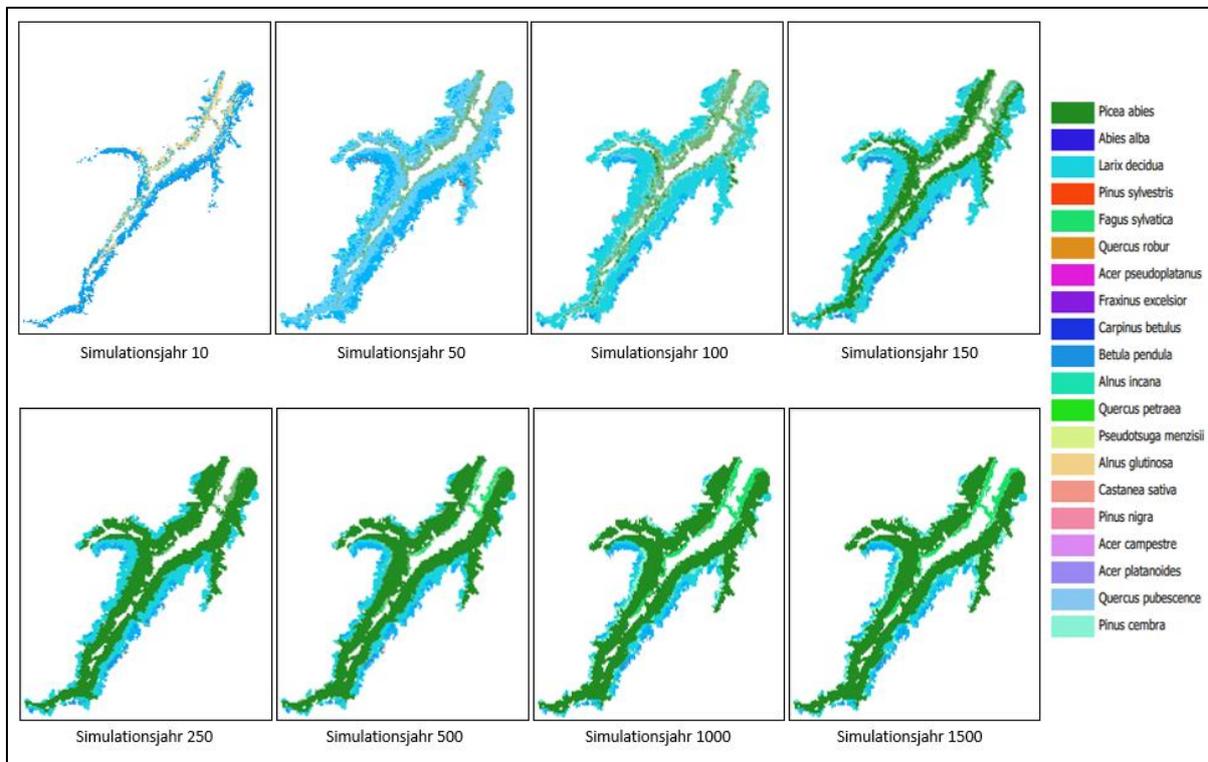


Abbildung 44: Verlauf der Simulation mit der farbigen Darstellung je nach dominierender Baumart pro Bestand.

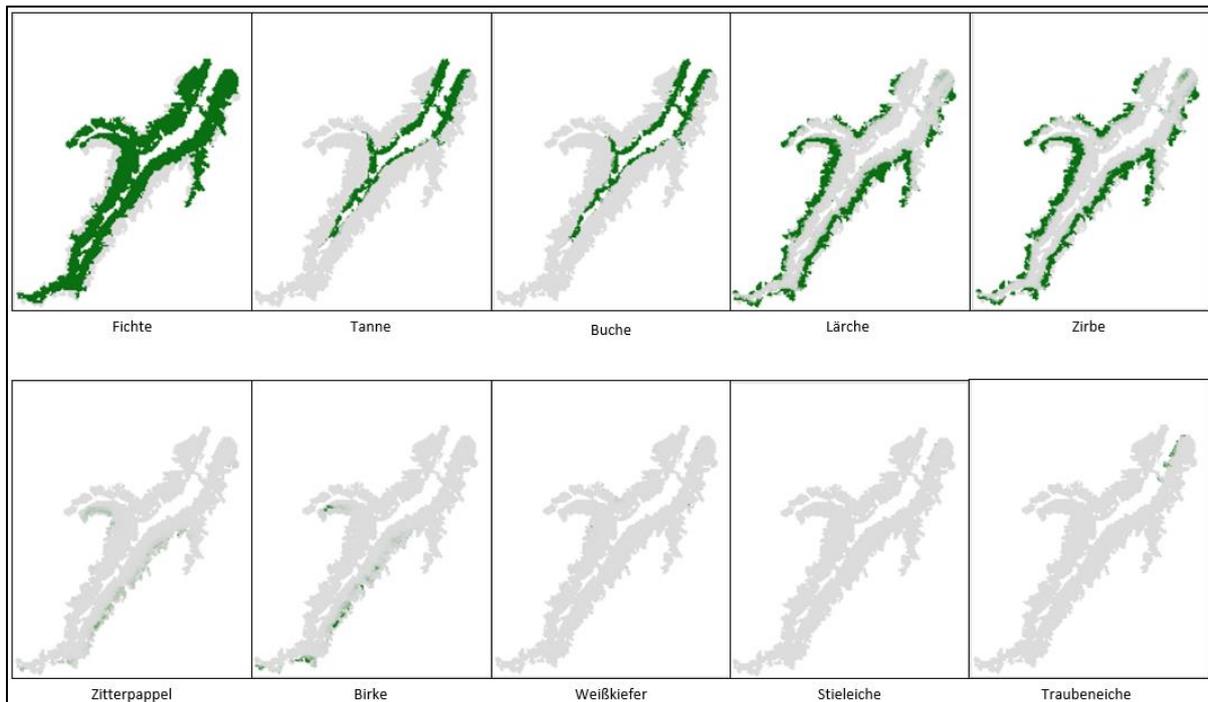


Abbildung 45: Vorkommen der häufigsten Baumarten im Simulationsjahr 1500 unabhängig von ihrer Abundanz.

Die Grundflächen- (Abb.46), Vorrats- (Abb. 47) und Stammzahlentwicklung (Abb. 48) pro Baumart im Laufe der Sukzession zeigen ein ähnliches Bild. Die initialen Bestände werden durch eine geringe Stammzahl und geringe Grundfläche charakterisiert. Mit dem Fortlaufen der Sukzession etablieren sich mehr und mehr junge Bäume und es kommt zu einem raschen Anstieg der Stammzahl. Die Baumartenzusammensetzung richtet sich nach der Sukzessionstheorie und besteht vorwiegend aus der klassischen Pioniervegetation, wie Zitter- und Schwarzpappel, Birke, Alnus- und Sorbus-Arten, sowie Weißkiefer und Lärche. Die Stammzahlen sinken nach 250 Jahren stark ab und pendeln sich bis ins Simulationsjahr 500 ein. Gründe dafür sind wahrscheinlich das Heranreifen der Waldbestände und die damit verbundenen Selbstausschüttungsprozesse. Die Vorräte erreichen ihr Maximum in den Jahren 300 bis 500 und gehen dann leicht zurück. Im Jahr 800 und 1100 scheint es leichte Einbrüche zu geben, jedoch bleiben die Volumina im Großen und Ganzen recht konstant. Dabei bildet die Fichte deutlich den größten Anteil des Vorrates der ESC auf der Landschaftsebene, um einiges dahinter folgen Weißkiefer, Buche, Zirbe und Tanne.

Wird der Mittelwert der letzten 500 Jahre gebildet, so setzt sich die Baumartenzusammensetzung der ESC, bemessen am Anteil der Baumart am Vorrat, zu 82 % aus Fichte, zu 6 % aus Buche, 5 % Zirbe, 4 % Lärche und zu 3 % aus Tanne zusammen (Abb. 49). Fichte weist dabei einen mittleren Vorrat von 464 m³ auf, Buche 32 m³, Zirbe liegt knapp dahinter mit 30 m³, Lärche mit 25 m³ und Tanne mit 17 m³. Ein sehr ähnliches Bild bietet die Baumartenzusammensetzung bemessen am Anteil der Baumarten an der Grundfläche. Tanne mit 3 % und Buche mit 7 % bleiben in etwa gleich, Zirbe und Lärche sind mit jeweils 8 % auf Kosten der Fichte mit 74 % stärker vertreten. Wird die Baumartenzusammensetzung nach der Stammzahl berechnet, ergibt sich ein geringerer Anteil an Fichte, dafür mehr Lärche, Zirbe und Buche.

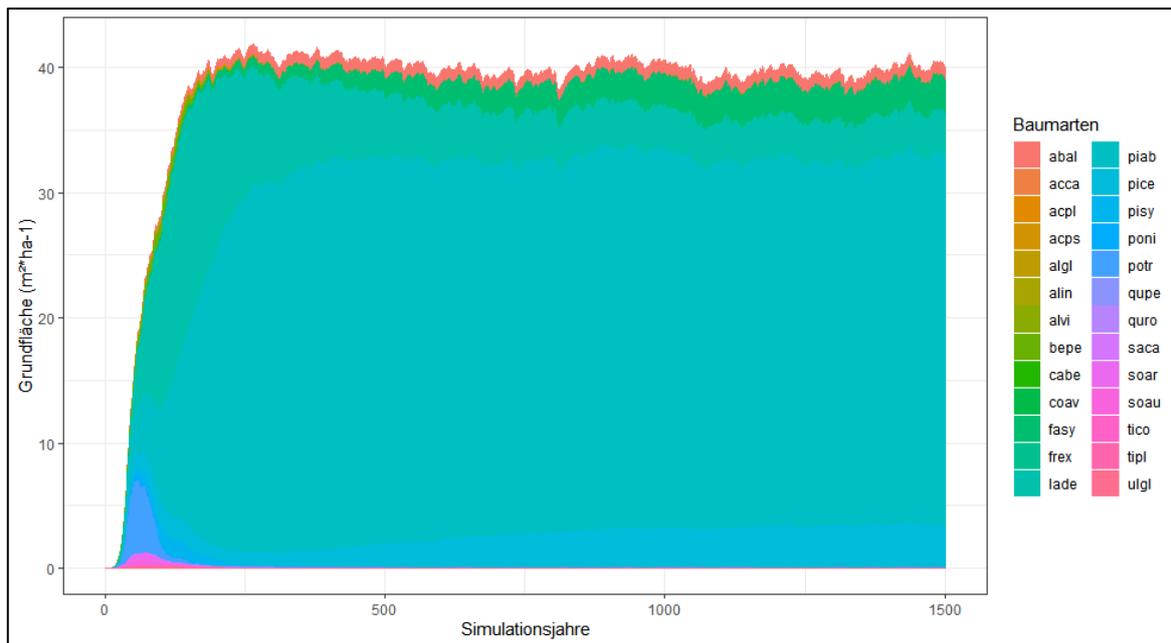


Abbildung 46: Grundflächenentwicklung des stehenden Bestandes (m²) über die Dauer der Simulation. Baumartenschlüssel: abal - *Abies alba*, acca - *Acer campestre*, acpl - *Acer platanoides*, acps - *Acer pseudoplatanus*, algl - *Alnus glutinosa*, alin - *Alnus incana*, alvi - *Alnus viridis*, bepe - *Betula pendula*, cabe - *Carpinus betulus*, coav - *Corylus avellana*, fasy - *Fagus sylvatica*, frex - *Fraxinus excelsior*, lade - *Larix decidua*, piab - *Picea abies*, pice - *Pinus cembra*, pisy - *Pinus sylvestris*, poni - *Populus nigra*, potr - *Populus tremula*, qupe - *Quercus petraea*, quro - *Quercus robur*, saca - *Salix caprea*, soar - *Sorbus aria*, soau - *Sorbus aucuparia*, tico - *Tilia cordata*, tipl - *Tilia platyphyllos*, ulgl - *Ulmus glabra*.

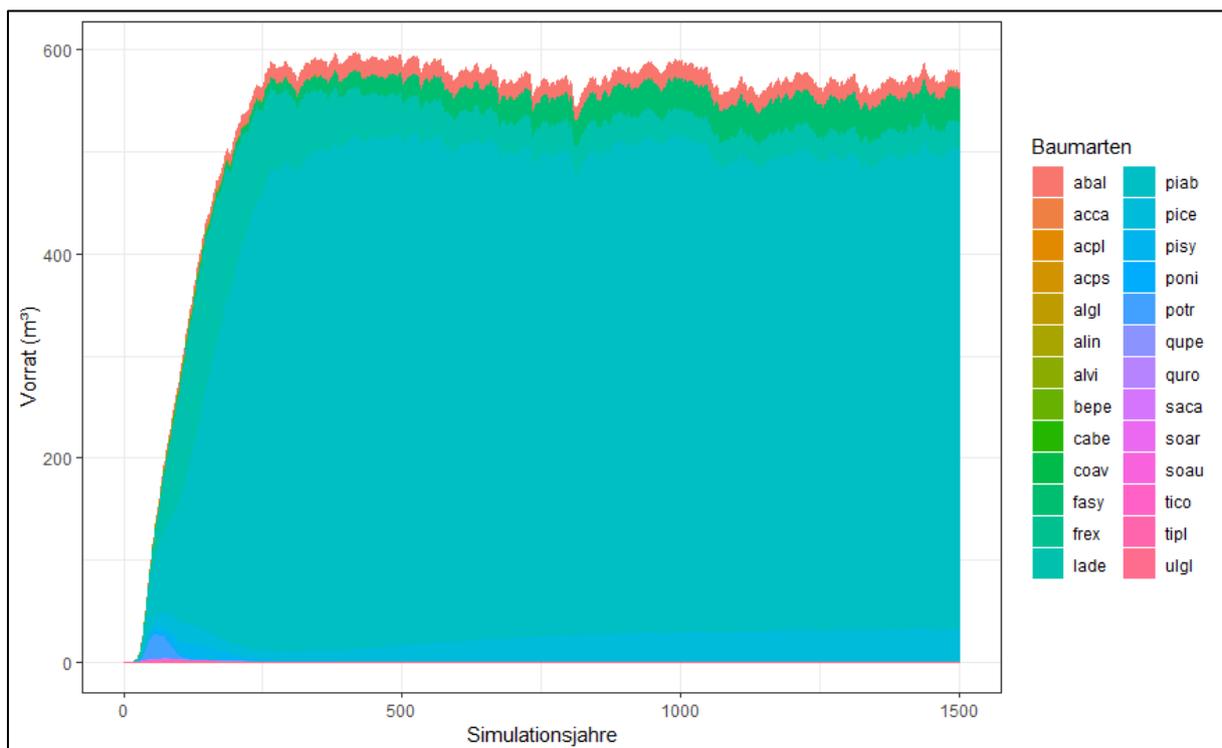


Abbildung 47: Vorratsentwicklung des stehenden Bestandes (m³) über die Dauer der Simulation. Baumartenschlüssel: siehe Abbildung 46.

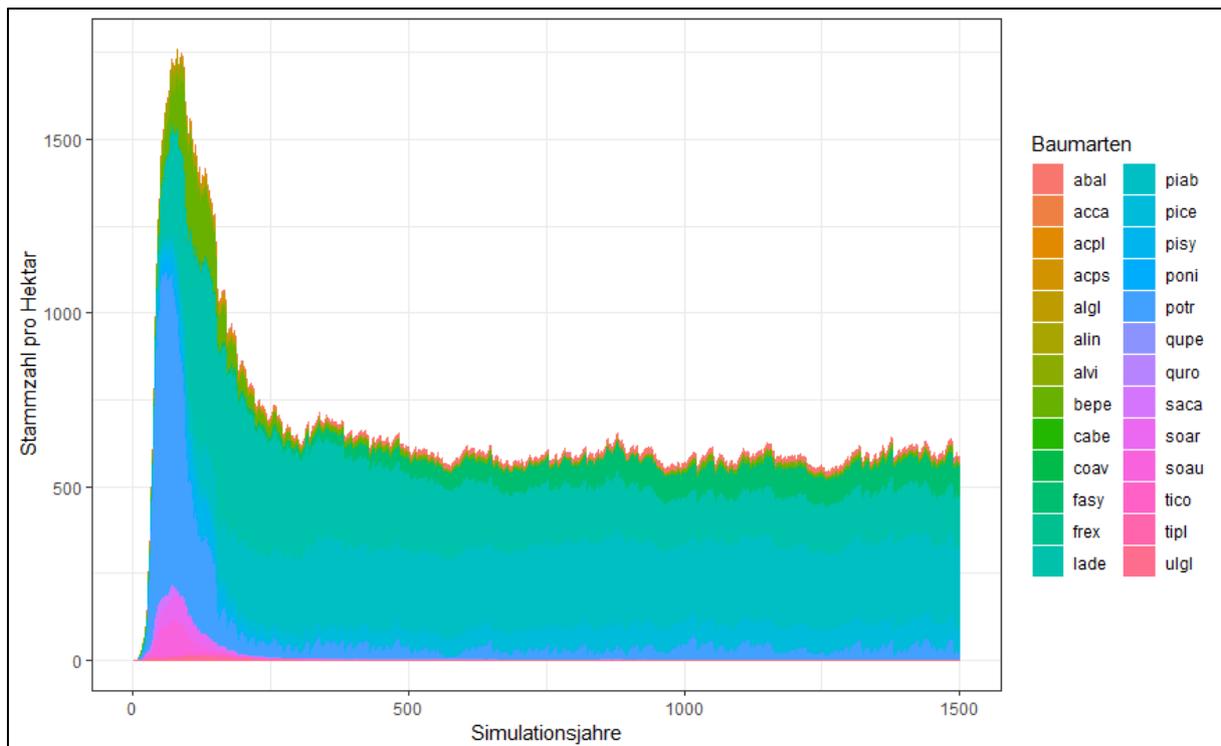


Abbildung 48: Stammzahlentwicklung pro Hektar und Baumart über die Dauer der Simulation. Baumartenschlüssel: siehe Abbildung 46.

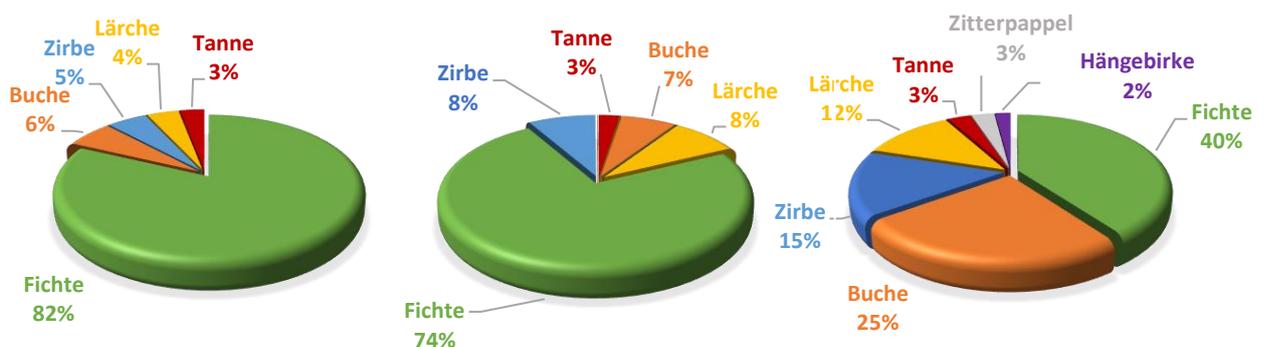


Abbildung 49: ESC als Mittelwert der letzten 500 Jahre der Simulation, bemessen am Anteil der Baumart am Vorrat (linkes Kreisdiagramm) bzw. an der Grundfläche (Mitte) bzw. an der Stammzahl (rechtes Kreisdiagramm).

Nachdem nun auf Landschaftsebene die Baumartenzusammensetzung im Zustand des Equilibriums berechnet wurde, ermöglicht uns iLand zudem alle untersuchten Bestände im Stubaital räumlich explizit zu analysieren. Das bedeutet, dass für jeden Bestand eigene Ergebnisse geliefert werden und jene im Anschluss kartographisch dargestellt werden können. Da sich die ESC bereits ungefähr ab dem Jahr 500 eingestellt hat, wird kein Mittelwert der letzten 500 Jahre über die einzelnen Bestände berechnet, sondern es werden die Ergebnisse aus dem letzten Simulationsjahr für alle weiteren Analysen verwendet.

Aufgrund eines technischen Fehlers konnten einige Bestände nicht eindeutig kartographisch zugeordnet werden. Besonders betroffen ist das Gemeindegebiet von Fulpmes. Aus diesem Grund verbleiben für den PNV-Vergleich 5.725 Bestände, die Restlichen werden im kartographischen Ergebnisteil als leere Rasterzellen dargestellt.

Wird über die eindeutig räumlich zuordenbaren Bestände nochmals die ESC nach prozentuellem Anteil am Vorrat berechnet, ergibt sich eine Zusammensetzung von 68 %

Fichte, 10 % Zirbe, 10 % Lärche, 7 % Krummholzbestände und Gebüsch mit Birke, Zitterpappel, Grünerle und Latsche und 5 % Buche (Abb. 50).



Abbildung 50: ESC des letzten Simulationsjahres bemessen am Anteil der Baumart am Vorrat, beschränkt auf die räumlich explizit zuordenbaren *resource units*.

In weiterer Folge wurde die simulierte ESC entlang der Höhenstufen im Stubaital berechnet. Laut BUGMANN (1996) ist es nämlich wichtig für eine Evaluierung, bei der Modellierung der ESC einen Gradienten an sich ständig ändernden klimatischen Parametern miteinzubeziehen (Abb. 51).

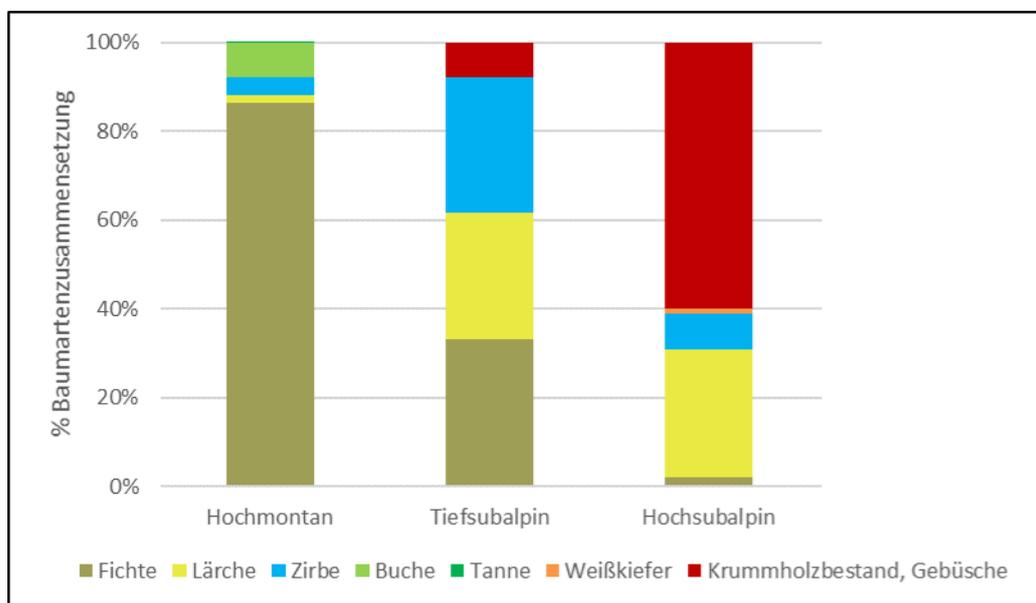


Abbildung 51: Simulierte Baumartenzusammensetzung im Equilibrium (ESC) unter derzeitigem Klima, aufgeteilt auf die drei untersuchten Höhenstufen. Die alpine Höhenstufe wurde nicht berücksichtigt, da nur zwei der 5.725 Bestände jener Höhenstufe angehören und beide vollständig von Latschen- und Grünerlengebüsch eingenommen werden.

Vergleich der simulierten PNV mit anderen PNV-Schätzern

Nachdem die simulierte ESC bzw. PNV des Stubaitales berechnet wurde, konnte sie mit den übrigen PNV-Schätzern, sprich den Einschätzungen von KILIAN et al. (1994) und der Waldtypisierung Tirols verglichen werden.

Tabelle 15 zeigt die Gegenüberstellung der simulierten PNV je Höhenstufe (vgl. Abb. 51) mit den Einschätzungen von KILIAN et al. (1994).

Tabelle 15: Vergleich der simulierten Baumartenzusammensetzung im Equilibrium (ESC) je nach Höhenstufe mit der Einschätzung von KILIAN et al. (1994). Das semi-quantitative Klassifizierungssystem von STARLINGER (unveröffentlicht, aus LEXER 2001, S. 162) für die Österreichische Waldinventur (OWI) dient als weitere Referenz und erleichtert die quantitative Einordnung der Waldtypen. Baumarten, welche einen Anteil von weniger als 2 % aufweisen, werden nicht berücksichtigt. Es flossen nur die Ergebnisse vom Simulationsjahr 1.500 jener Bestände in die Berechnung ein, welche kartographisch ausgewertet werden konnten. HS = Höhenstufe, hm = hochmontan, tsa = tiefsubalpin, hsa = hochsubalpin, a = alpin.

HS	Simulation		Fachkundige Einschätzung	
	Baumart	Anteil (%)	Waldtypen, Wuchsgebiet 1.2 (KILIAN et al. 1994)	Häufigkeit der Baumarten (STARLINGER, unveröffentlicht)
hm	Fichte Buche Zirbe Lärche	87 8 4 2	Fichtenwald mit Lärche, lokal mit Beteiligung der Tanne Weißkieferwald (flachgründige, sonnige Standorte) Lärchenwald Grauerlenbestand als Auwald	<u>Montaner Fichtenwald:</u> Fichte + Lärche + Weißkiefer + Schwarzkiefer > 50%, Fichte ≥ 35%, Fichte + Tanne > Kiefern, Tanne < 15%, Spitzahorn + Eichen + Buche + Esche + Bergulme + Weißerle < 30%, Spitzahorn + Buche + Esche + Bergulme + Weißerle < 20%, restliche Baumarten < 5% <u>Silikat-/Karbonat-Rotföhrenwald:</u> Weißkiefer + (Schwarzkiefer) + Fichte ≥ 60%, Weißkiefer ≥ 35% <u>Lärchenwald:</u> Lärche > 50%, Zirbe < 15%, Fichte < 35% <u>Grauerlenwald:</u> Erlen + Esche + Fichte ≥ 60%, Erlen ≥ 20%
tsa	Fichte Zirbe Lärche Krummholzbestand, Gebüsche	33 30 29 8	Fichtenwald mit höherem Lärchen- und Zirbenanteil Lärchenwald Latschengebüsche (auf ungünstigen Standorten: Schuttriesen, Lawinenzügen etc.)	<u>Subalpiner Fichtenwald:</u> Fichte + Lärche + Zirbe ≥ 60%, Fichte ≥ 35% <u>Lärchenwald:</u> Lärche > 50%, Zirbe < 15%, Fichte < 35% <u>Andere nicht definiert</u>
hsa	Krummholzbestand, Gebüsche Lärche Zirbe Fichte	60 29 8 2	Lärchen-Zirbenwald (auf Silikat) Latschengebüsche (auf Silikat, Karbonat, Blockstandorte) Grünerlengebüsch (auf feuchten, schneereichen Standorten z. B. Lawinestrüche)	<u>Lärchen-Zirbenwald:</u> Lärche + Zirbe ≥ 60%, Zirbe ≥ 15%, Fichte < 35% <u>Andere nicht definiert</u>
a	Krummholzbestand, Gebüsche	100	-keine Entsprechung-	

Die simulierte Baumartenzusammensetzung (ESC) variiert stark zwischen den unterschiedlichen Höhenstufen, entspricht jedoch gut den Waldtypen für das Wuchsgebiet 1.2 nach KILIAN et al. (1994) (vgl. Abb. 51 und Tab. 15). Auch die expliziten Limits des semi-quantitativen Klassifikationssystems von STARLINGER (unveröffentlicht) werden größtenteils eingehalten. Im hochmontanen Bereich dominiert mit 87 % klar die Fichte, auch die Buche kommt noch beigemischt vor. In der Einschätzung wird sie nicht genannt, dafür jedoch die Tanne, welche mit < 2 % auftritt. Neben den montanen Fichtenbeständen mit Lärchen, den lokalen Tannenvorkommen und den Lärchenwäldern, sehen KILIAN et al. auch Weißkiefernwälder auf flachgründigen, sonnigen Standorten und Grauerlenbestände als Auwälder vor. Jene werden ebenfalls von iLand simuliert, letztere jedoch mit einem prozentuellen Anteil von weniger als 2 %. Lärche tritt als eingesprengte Nebenbaumart auf. Es fehlen lokale Vorkommen von Bergahorn-Bergulmen-Eschenwäldern an frisch-feuchten Hangstandorten. Dafür simuliert iLand Buchen-dominierte Wälder und einzelne Eichenwälder am Eingang des Stubaitales. Mit zunehmender Seehöhe sinkt der Fichtenanteil, dafür treten Lärche und Zirbe verstärkt auf. Von KILIAN et al. (1994) wird für die tiefsubalpine Zone Lärchenwald, Fichtenwald mit höherem Lärchen- und Zirbenanteil vorgesehen, genauer spezifiziert der Alpenlattich-Fichtenwald (*Larici-Piceetum*) über Silikat und der Karbonat-Alpendost-Fichtenwald (*Adenostylo glabrae-Piceetum*) auf Karbonat. Jene Typen entsprechen in etwa dem Waldtyp „Fs2“ laut Waldtypisierung Tirol auf Silikat bzw. den Typen „Fs6“ oder „Fs7“ auf Karbonat. Zusätzlich beginnen nun schon die Latschen- und Grünerlengebüsche, welche auch in der simulierten ESC mit 8 % vorhanden sind. In der hochsubalpinen Stufe sehen KILIAN et al. Lärchen-Zirbenwälder (*Larici-Pinetum cembrae*) und Latschen- und Grünerlengebüsche vor. Diese Zusammensetzung wird von der simulierten ESC mit 60 % Krummholzbeständen und Gebüschen, sowie 29 % Lärche und 8 % Zirbe gut reflektiert. Die Ergebnisse der alpinen Stufe sind nicht sehr aussagekräftig, da nur zwei der 5.725 Bestände in der alpinen Zone liegen. Insgesamt stimmen die von KILIAN et al. vorgesehenen Baumarten mit den Simulierten in der tief- und hochsubalpinen Stufe am besten überein.

BUGMANN (1996) verglich in seiner Studie die Ergebnisse verschiedener Simulationsmodelle untereinander und verwendete dabei auch die Modellierung der ESC. In seinem Ansatz nutzte er für die Validierung die Synthese pflanzensoziologischer Daten von REHDER (1965) und ELLENBERG (1986) in Form einer Graphik mit diversen dominanten Baumarten je nach jährlicher Niederschlagssumme (mm) und Jahresmitteltemperatur (° C). Abbildung 52 zeigt eine für diese Studie bearbeitete Version der Originalgraphik und ermöglicht die Einordnung des Talbodens und der Baumgrenze des Stubaitales anhand von aktuellen Klimadaten von TASSER (2017). Durch verschiedene Quellenangaben zu Temperatur und Niederschlag variiert die Eingrenzung der dominanten Baumarten der Stubai Bergwälder leicht, jedoch zeigt sich auch hier die gute Übereinstimmung mit den simulierten Waldgesellschaften. Am Talboden dominiert demnach Fichte und Weißkiefer, in den niederschlagsreicheren Gegenden zum Teil auch Buche und Weißtanne. Mit abnehmender Jahresmitteltemperatur und zunehmendem Niederschlag behaupten sich mehr und mehr die Fichte und im kontinentaleren Klima auch die Zirbe. Jene beiden Baumarten bilden laut der Graphik von BUGMANN (1996) die Hauptbaumarten der Baumgrenze. In der Realität sowie in den Simulationen iLands spielt auch die Lärche eine entscheidende Rolle.

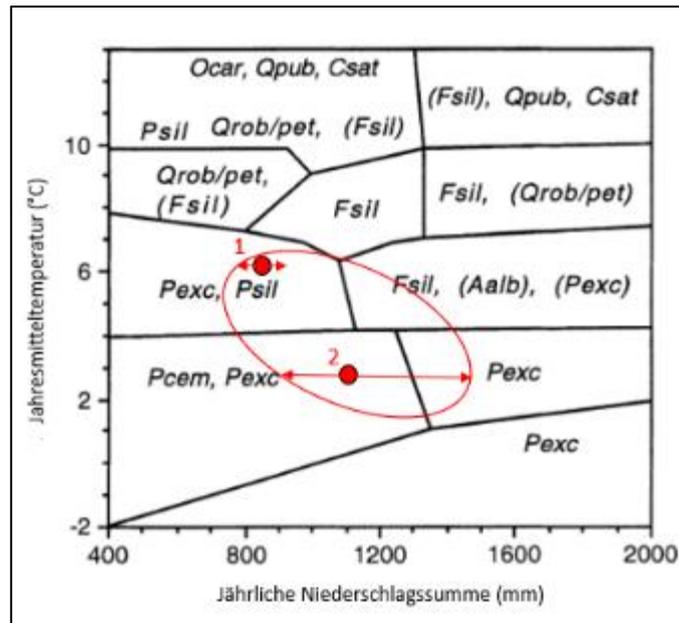


Abbildung 52: Dominierende Baumarten je nach Jahresmitteltemperatur (°C) und jährlicher Niederschlagssumme (mm) im Talboden des Stubaitals (1) und an der Baumgrenze (2). Die Pfeile stellen die Varianz zwischen den verschiedenen Klimadaten dar. Laut KILIAN et al. (1994) beträgt die Jahresniederschlagssumme an der Talsohle 800 - 900 mm und 900 - 1.250 mm im montanen und subalpinen Bereich. GASSEBNER (1986) schreibt von einem mittleren Jahresniederschlag von 1.500 mm an der Waldgrenze. Nach den aktuellsten Daten von TASSER et al. (2017) liegt die aktuelle Baumgrenze auf 2.000 m Meereshöhe, dort beträgt die mittlere jährliche Lufttemperatur 3 °C, der mittlere Jahresniederschlag 1.100 mm. Das Klimadiagramm von Neustift im Stubaital (Stand 2017, von TASSER erstellt mit Daten der ZAMG) zeigt eine mittlere Jahrestemperatur von 6,4 °C und ein jährliches Niederschlagsmittel von 877 mm. Baumarten-Schlüssel: Aalb - *Abies alba*; Csat - *Castanea sativa*; Fsil - *Fagus sylvatica*; Ocar - *Ostrya carpinifolia*; Pcem - *Pinus cembra*; Pexc - *Picea excelsa* = *Picea abies*; Psil - *Pinus silvestris*; Qpet - *Quercus petraea*; Qpub - *Quercus pubescens*; Qrob - *Quercus robur* (Quelle: Verändert nach BUGMANN (1996), S. 2064).

Nach den theoretischen Vergleichen mit KILIAN et al. (1994) und BUGMANN (1996) wurden für die Evaluierung iLands Karten der gesamten Landschaft mit den simulierten Ergebnissen erstellt, um sie mit den detaillierten Untersuchungen der Waldtypisierung Tirol vergleichen zu können. Die Waldtypisierung stellt die spezifischste Angabe der PNV für das Stubaital dar, KILIAN et al. (1994) sprechen für das gesamte Wuchsgebiet 1.2 und BUGMANN (1996) verwendete die von ihm übernommene Abbildung für die Schweizer Alpen. Abbildung 54 zeigt die Lage des Untersuchungsrasters mit den einzelnen Beständen (*resource units*) im Stubaital. In Abbildung 53 werden die 53 verschiedenen Waldtypen laut Waldtypisierung im Stubaital dargestellt und die Krummholzbestände und Gebüsche. Jene werden in den Karten als „Latschen, Grünerlen...“ bezeichnet und umfassen laut der Waldtypisierung Tirols (Teil 3 „Waldtypenkatalog“) folgende Kategorien: Latschengebüsche, Grünerlen-/Weiden-/Birken-/Ahorn-Bestockungen, Laubholzgebüsche (Hasel u.a.) und Legbuchengebüsche.

Aus den Outputs von iLand wurde pro Bestand die simulierte Waldgesellschaft anhand der Anteile einer Baumart am Vorrat berechnet (siehe Methodik 3.5.1). Die simulierten Waldtypen entstanden, wie ebenfalls im methodischen Teil beschrieben, aus einer Kombination aus den eigentlichen Waldtypen laut Waldtypisierung und der von iLand simulierten neuen Baumartenzusammensetzung (=simulierte Waldgesellschaft).

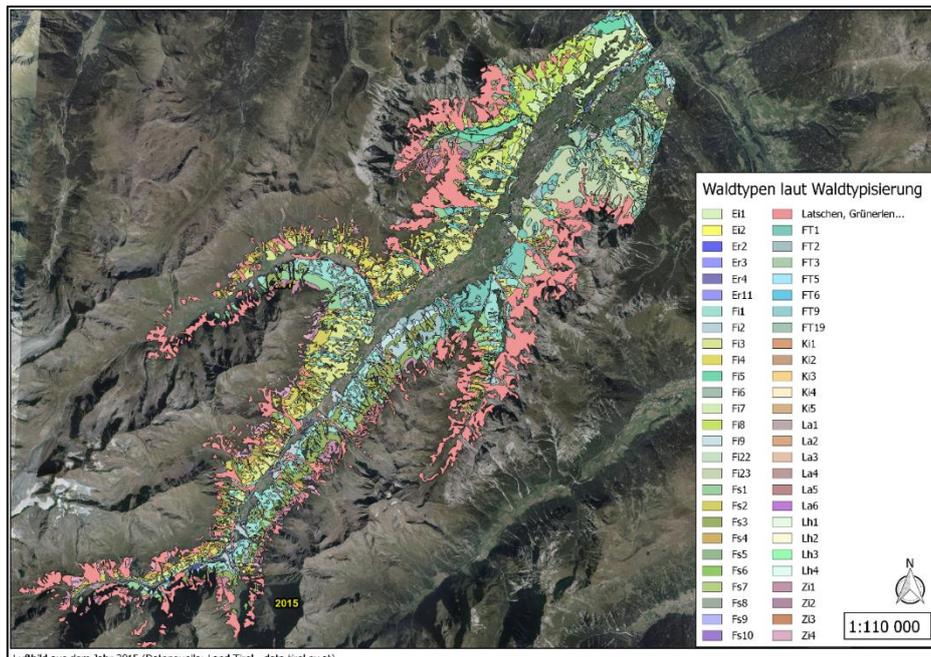


Abbildung 53: Laut der Waldtypisierung von Tirol verfügt das Stubaital über 53 verschiedene Waldtypen sowie einen Latschen-, Grünerlen-, Krummholzgürtel (in hellrot). Die Farbgebung der Waldtypen wurde von der originalen Färbung im öffentlich zugänglichen Kartendienst des Landes Tirol "tirisMaps 2.0" übernommen (Quelle des Luftbildes: Land Tirol, 2019b - data.tirol.gv.at).

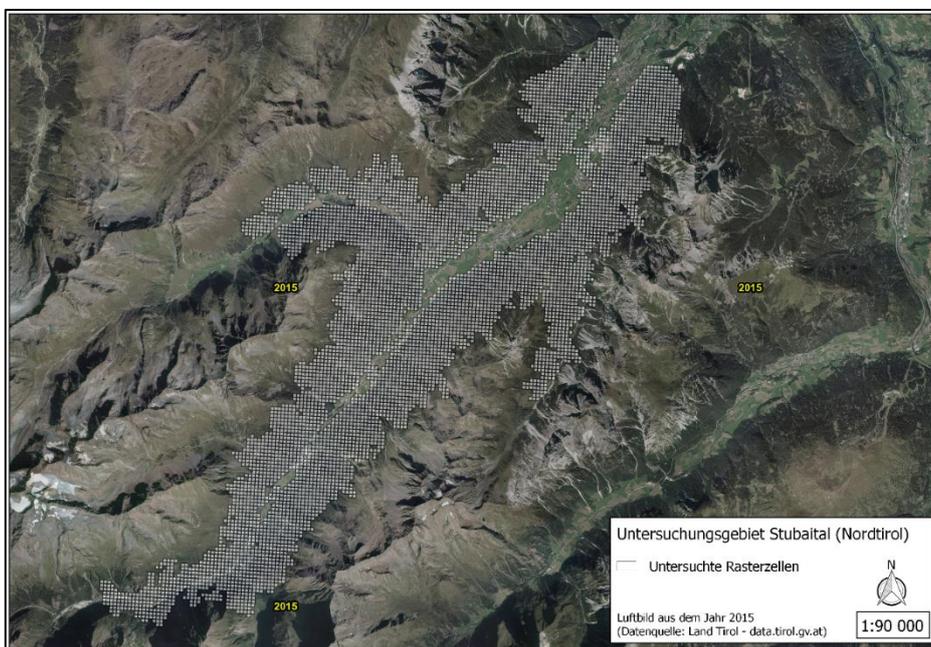


Abbildung 54: Lage des Untersuchungsrasters mit den einzelnen Beständen (Quelle des Luftbildes: Land Tirol, 2019b - data.tirol.gv.at).

Abbildung 55 zeigt Karten der verschiedenen Datengrundlagen, wenn jeweils nur die Hauptbaumart je Bestand verglichen wird. Für die Waldtypen wird im Anhang E (Tab. E5) jeweils die aus der Waldtypisierung entnommene und hier verwendete Haupt- und Zweitbaumart angeführt. Sowohl die Waldtypisierung als auch iLand sehen Lärchen-dominierte Bestände nur in höher gelegenen Gebieten in Richtung der Waldgrenze vor. Interessanterweise lässt iLand zum Teil Lärchen-dominierte Bestände höher wachsen, als Zirben-dominierte Bestände. Möglicherweise handelt es sich bei solchen Lärchenbeständen bereits um Anfangsstadien von Krummholzbeständen oder Gebüsch mit eingesprengten Lärchen, welche bei der Berechnung der Hauptbaumart durch ihren etwas höheren Vorrat punkten konnten. Die Waldtypisierung zeigt nur sehr spärliche Aufkommen der Lärche als

Hauptbaumart, bei ihr dominiert gänzlich die Fichte als PNV. Diese Tatsache könnte durch gängiges Wissen über die Sukzession erklärt werden. Die PNV besteht für gewöhnlich aus der Schlusswaldgesellschaft eines Standorts, wie z. B. der Fichtenwald eine darstellt. Die Lärche hingegen ist in der montanen und tiefsubalpinen Stufe eine Pionierbaumart. Bei der Betrachtung der Waldgesellschaft ohne irgendwelche Zuordnungen zu Waldtypen, sieht iLand auch Buchen- und Tannendominierte Bestände entlang der Talsohle vor.

Werden bei dem Vergleich der verschiedenen Datengrundlagen auch die subdominante Baumart je Bestand berücksichtigt, ergeben sich wiederum neue Muster (Abb. 56). Unter genauerer Betrachtung der simulierten Waldgesellschaft fallen die Abfolgen der Waldgesellschaften auf. Die Talsohle wird von Buchenwäldern, Buchen-Tannenwäldern gesäumt, welche mit zunehmender Seehöhe in Fichten-Buchenwälder übergehen und weiter in den breiten Gürtel der montanen bis hin zu den tiefsubalpinen Fichtenwäldern. Daran schließen dann die Fichten-Zirbenwälder und hochsubalpinen Lärchen-Zirbenwälder an, welche schlussendlich in die Krummholzbestände mit Latsche, Grünerle etc. übergehen. Die großen Unterschiede zwischen den Waldtypen der Waldtypisierung und den simulierten Waldtypen sind einmal die Verbreitung der Fichten-Tannenwälder, welche sich bei der Waldtypisierung auf die Unterhänge rund um Neustift konzentrieren, iLand jedoch entlang der gesamten Talsohle vorsieht. Weiters unterscheidet sich die räumliche Verteilung der Krummholzbestände und Gebüsche in der Landschaft. Während iLand die Krummholzzone tiefer ansiedelt, lässt die Waldtypisierung dort noch Lärchen-Zirbenbestände wachsen. Zusätzlich berücksichtigt die Waldtypisierung auch Gräben und Lawinenrinnen, welche ins Tal hinunter reichen und mit Gebüsch bewachsen werden. iLand simuliert diese Art von Bewuchs nur entlang der Waldgrenze. Die spärlichen Fichten-Weißkiefernbestände liegen in etwa auf denselben Standorten.

Aufgrund der Farbgebung erscheinen die Unterschiede zwischen der Waldtypisierung und den simulierten Waldgesellschaften groß. Die Waldtypisierung gibt nämlich keine genauen Prozentangaben der Baumartenzusammensetzung an, sondern nur einen Bereich, in welchem der Prozentsatz pro Baumart schwanken kann. Somit gibt es dort im Gegensatz zu den simulierten Waldgesellschaften nur selten Reinbestände. Wenn also bei der Waldtypisierung die Mischung Fichte-Lärche bzw. Lärche Fichte im Stubaital dominiert, stimmen die simulierten Waldgesellschaften mit Fichte-Rein, Lärche-Rein oder Fichte-Lärche/Lärche-Fichte im Grunde gut überein.

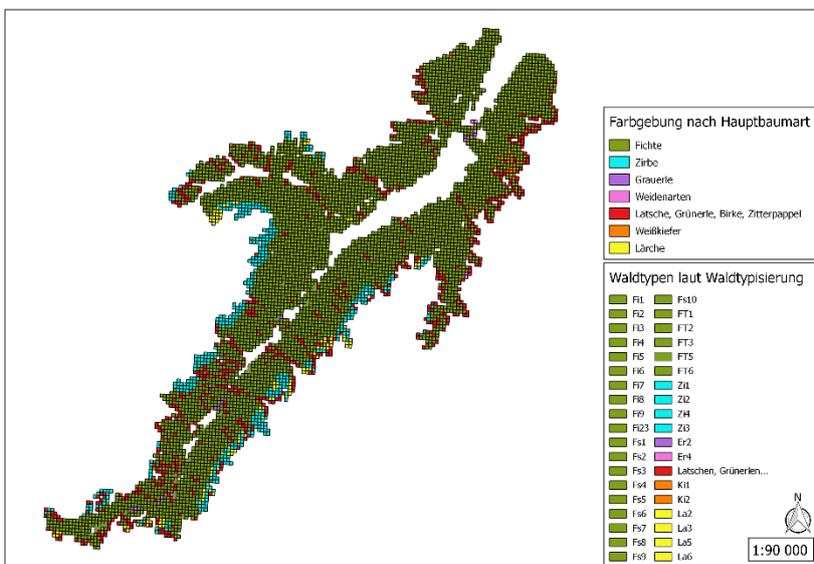
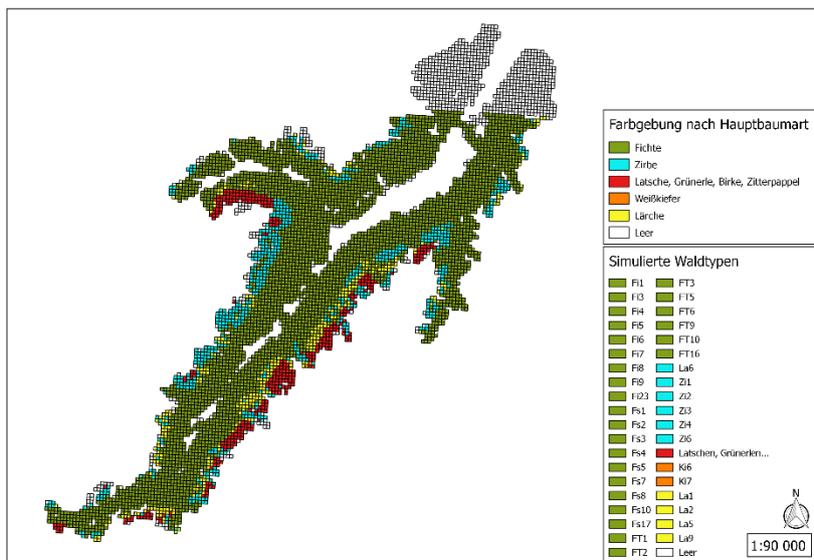
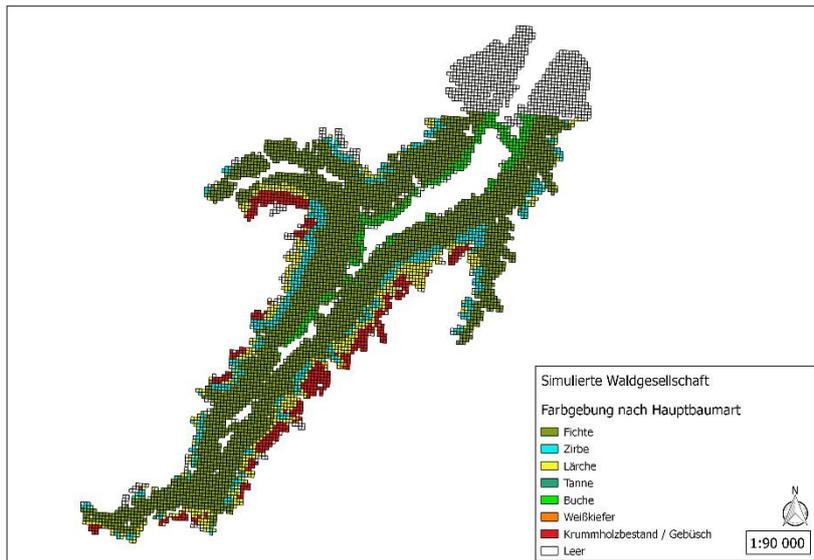


Abbildung 55: Darstellung der unterschiedlichen Datengrundlagen aufgeschlüsselt nach der Hauptbaumart je Bestand. Oben wird die simulierte Waldgesellschaft gezeigt, in der Mitte die von iLand simulierten Waldtypen und unten die Waldtypen laut Waldtypisierung Tirols.

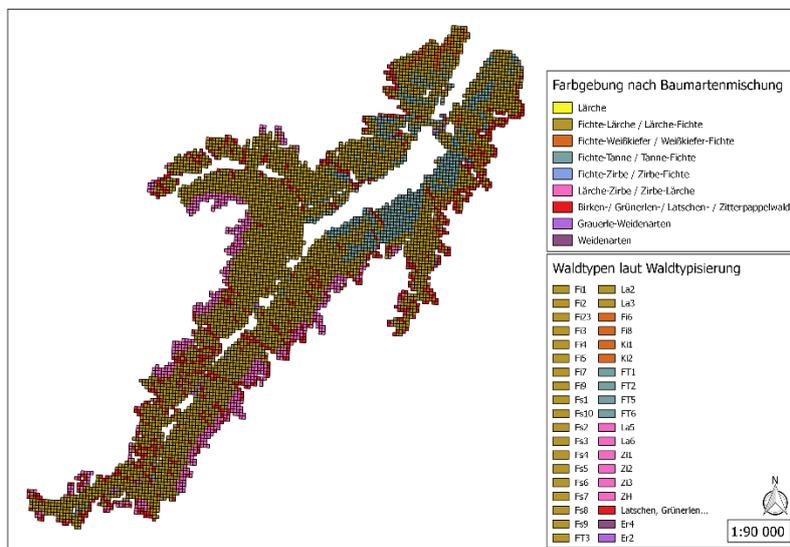
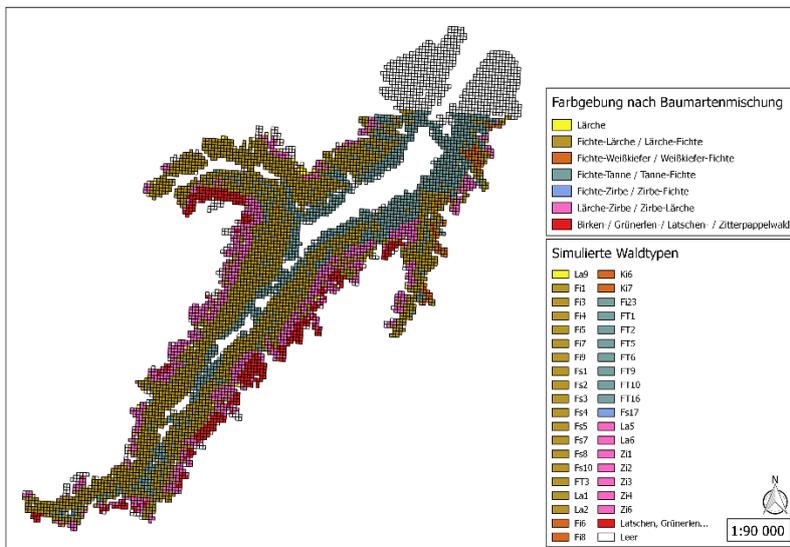
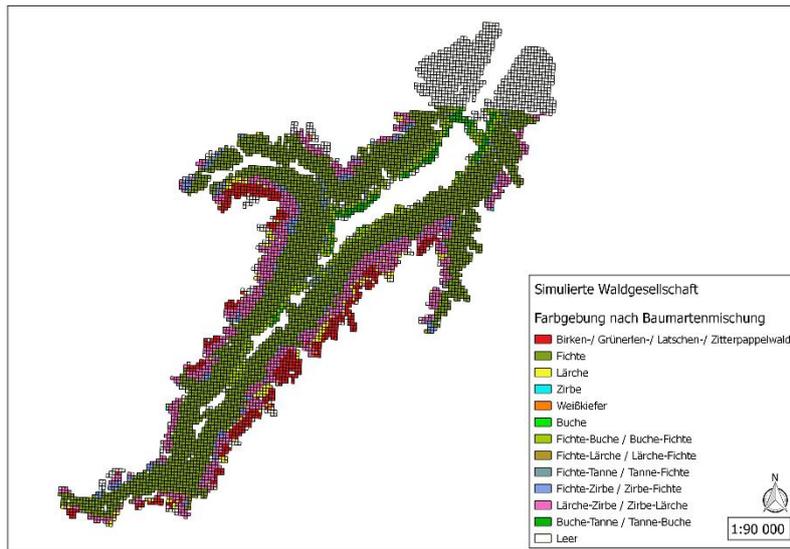


Abbildung 56: Darstellung der unterschiedlichen Datengrundlagen aufgeschlüsselt nach der Hauptbaumart bzw. nach der Baumartenmischung je Bestand. Oben wird die simulierte Waldgesellschaft gezeigt, in der Mitte die von iLand simulierten Waldtypen und unten die Waldtypen laut Waldtypisierung Tirols.

Um Aufschluss über die unterschiedlichen Standorte zu geben und dadurch möglicherweise den Grund für die Bestockung mit gewissen Waldgesellschaften zu finden, wurde in einem nächsten Schritt eine Karte nach den unterschiedlichen Standortgruppen erstellt (Abb. 57, oben links und rechts). Dabei sind sich die Waldtypisierung und iLand im Grunde sehr einig. Vor allem die häufiger vorkommenden Waldtypen weisen eine sehr ähnliche räumliche Verteilung in der Landschaft auf. Trockene, warme Waldtypen konzentrieren sich an den südexponierten Hängen, Ausprägungen mit frischerem, kühlerem oder ärmerem Charakter an den Schattenseiten. Hier unterscheidet sich iLand ein wenig von den Ergebnissen der Waldtypisierung, da es auch am südexponierten Hang entlang der Talsohle ärmere Waldtypen vorsieht. Ansonsten dominieren in den tieferen Lagen frische Fichten- oder Fichtentannenzwälder, mit zunehmender Höhe gewinnen ärmere, steilere Fichten-, Lärchen- und Zirbenwälder Oberhand. Unterschiede zeigen sich wiederum in der Darstellung der Latschen-, Grünerlen-, Birken-, Zitterpappel- und übrigen Krummholzbeständen an der Waldgrenze (in rot).

Der Vollständigkeit halber soll noch eine Karte der simulierten Waldtypen in ihrer originalen Farbgebung zur Verfügung gestellt werden (Abb. 57 unten rechts). Es zeigt sich, dass vor allem die Typen „Montaner warmer Silikat-(Lärchen-)Fichtenwald“ - Fi3 (warm-trocken) und „Montaner frischer Silikat-(Lärchen-)Fichtenwald“ -Fi1 (zentral) sowohl in der Simulation als auch in der Waldtypisierung am stärksten ausgeprägt sind (Tab. 16). Jene dominieren vor allem die hochmontane Stufe, während sich mit zunehmender Seehöhe das Waldbild stärker differenziert. Die Waldtypisierung sieht vielfach den „Subalpinen kühlen Silikat-Steilhang-(Grünerlen-Lärchen-)Fichtenwald“ – Fs3 vor, iLand modelliert hingegen eine Mischung aus mehreren verschiedenen Waldtypen, wie bspw. Fs3, La5, Fs10 und Zi3.

Die Ergebnisse iLands weisen zusätzlich zu den bereits in der Waldtypisierung angesprochenen Waldtypen neun weitere Typen auf: Fs17, FT9, FT10, FT16, Ki6, Ki7, La1, La9, Zi6, und verlieren acht von den ursprünglich Vorkommenden: Er2, Er4, Fs9, Fi2, Fs6, Ki1, Ki2, La3.

Tabelle 16: Anteil der Waldtypen an der Landschaft (in %), aufgeteilt auf die Ergebnisse der Waldtypisierung sowie die Ergebnisse der Simulation.

Waldtypisierung		Simulation	
Waldtyp	Anteil in %	Waldtyp	Anteil in %
Fi3	17	Fi3	14
Fi1	14	Fi1	13
Fs3	11	FT2	9
Fs1	7	FT10	7
FT1	7	Fs3	6
Fi4	6	Fi4	6
Fi2	6	La5	5
Fs2	5	FT1	5
Fs4	4	Zi1	5
Zi1	3	Fs10	5
FT2	3	Zi4	4
Fi23	3	Fs2	3
Zi4	2	Fs4	2
Fi9	2	Zi3	2
La5	2	Fi9	2
Andere	< 2	Fs1	2
		Fi23	2
		Andere	< 2

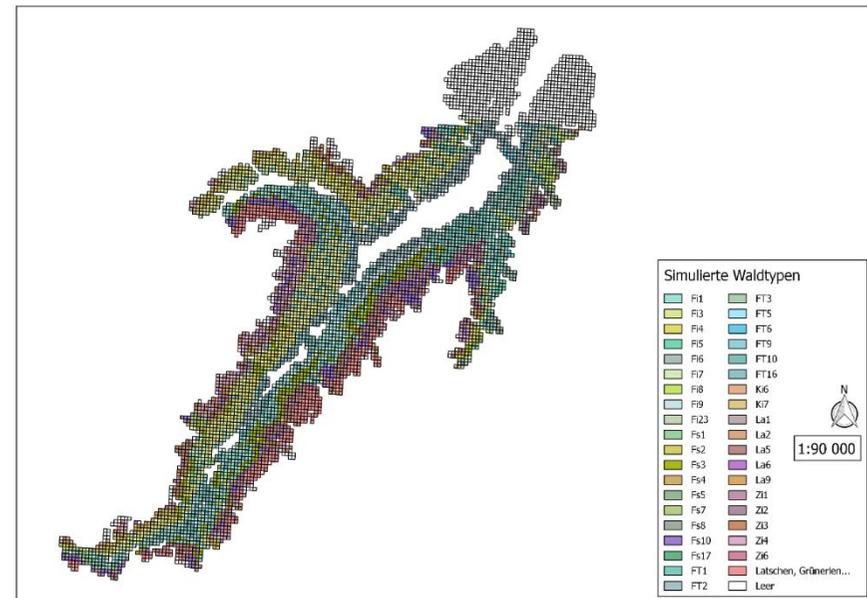
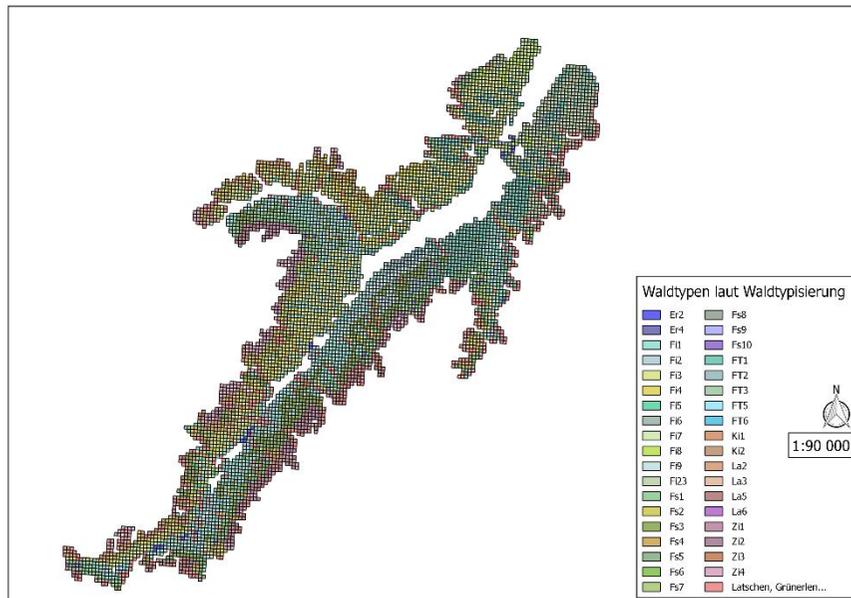
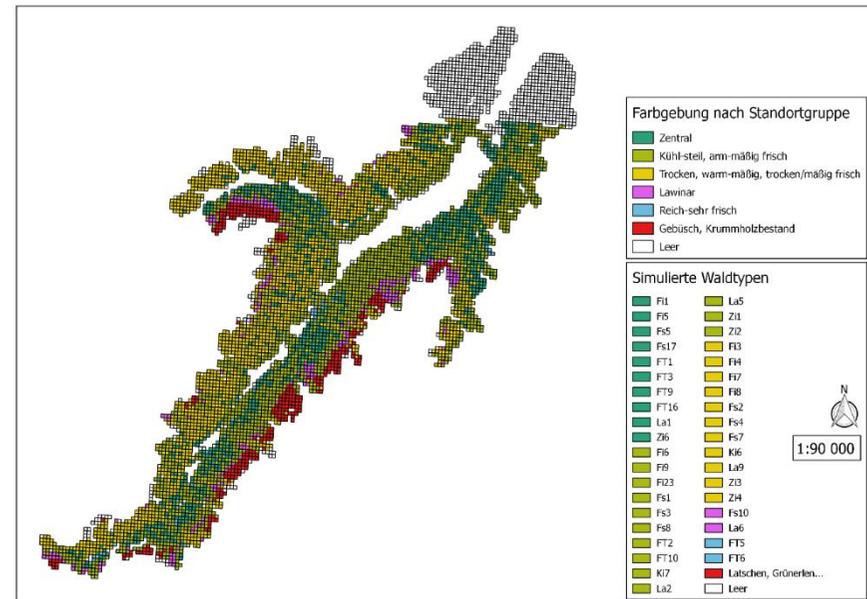
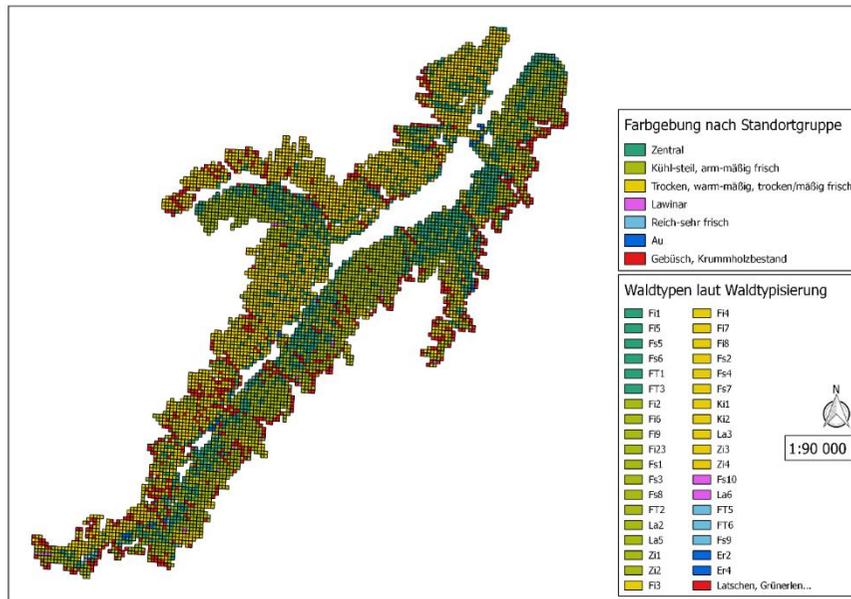


Abbildung 57: Darstellung der Waldtypen laut Waldtypisierung und der simulierten Waldtypen, wobei sie oben links und rechts nach ihrer Standortgruppe aufgeschlüsselt werden und unten in Anlehnung an die Originalfarbgebung laut Kartendienst des Landes Tirol „tirisMaps 2.0“ einzeln eingefärbt ersichtlich sind.

Vergleich der simulierten PNV mit der aktuellen Waldvegetation

Im Anschluss wurde noch die „Aktuelle Waldvegetation“ nach H. M. SCHIECHTL und R. STERN (LAND TIROL, 2019a) analysiert. Im Vergleich der aktuellen Vegetation (Abb. 58) mit der simulierten Waldgesellschaft (Abb. 55 oben) fällt auf, dass die aktuelle Waldvegetation eine bedeutend größere Anzahl an Beständen mit der Hauptbaumart Lärche im Sinne von Lärchenwäldern und Lärchenwiesen und -weiden anführt. Diese befinden sich vor allem auf den süd- und nordexponierten Hängen oberhalb von Neustift. Gegensätzlich dazu verhalten sich Waldtypisierung und iLand, welche Lärchen-dominierte Bestände nur in höher gelegenen Gebieten in Richtung der Waldgrenze vorsehen. Ein möglicher Grund für die Lärchendominanz in der aktuellen Waldvegetation könnte die Bewirtschaftungsweise des Menschen sein, welcher in der Nähe des Stubai Hauptortes Lärchenwiesen und -weiden pflegt oder pflegte und die Lärche aus diesem Grund, zumindest zum Zeitpunkt der Kartenerstellung von SCHIECHTL und STERN (LAND TIROL, 2019a), die aktuelle Hauptbaumart war.

Wird zusätzlich die subdominante Baumart je Bestand berücksichtigt, weist die simulierte PNV eine Vielzahl an Artenkombinationen auf, während die aktuelle Waldvegetation keine großen Veränderungen zeigt. Einzig am nordexponierten Hang am Eingang des Stubaitales dominieren Fichten-Weißkiefernbestände. Jene werden von der Waldtypisierung nur spärlich aufgegriffen. Gründe für diese Weißkiefernwälder oberhalb des Dorfes Fulpmes könnten wiederum frühere Weidetätigkeit und Streunutzung sein, welche den Boden karger und damit die Fichte konkurrenzschwächer gemacht haben könnten. Auch die simulierte PNV sieht nur wenige Bestände mit Fichten-Weißkiefermischung vor.

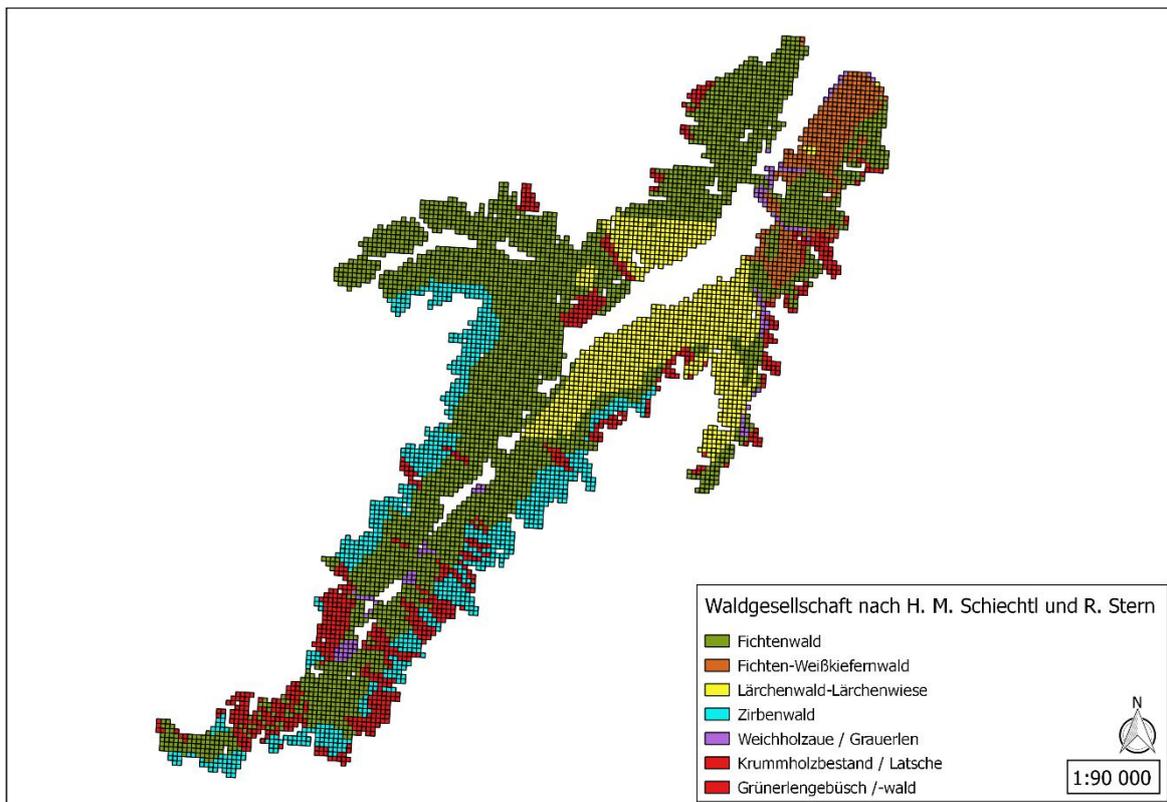


Abbildung 58: Darstellung der "Aktuellen Waldvegetation" nach H. M. SCHIECHTL und R. STERN (LAND TIROL, 2019a)

Wenn man die Übereinstimmung der Hauptbaumarten der aktuellen Vegetation mit den Hauptbaumarten laut Waldtypisierung in Prozent berechnet, so stimmen sie zu 60 % überein.

Vergleicht man die Hauptbaumarten der aktuellen Waldvegetation mit jenen der Simulation von iLand, wird eine Übereinstimmung von 48 % erreicht. Das bedeutet, dass knapp mehr als die Hälfte der Wälder im Untersuchungsgebiet in Richtung ihrer potentiell natürlichen Waldgesellschaft gehen. Dabei weichen vor allem die vermutlich anthropogen, durch Wiesen- und Weidehaltung sowie frühere Streunutzung, geschaffenen Lärchen-(und Weißkiefern)bestände von der PNV ab. Auch zahlreiche subalpine Lärche-Zirbenbestände könnten durch die frühere Rodungstätigkeit in den Almgebieten verschwunden sein. Mittlerweile holt sich der Wald wieder viele Flächen zurück, welche nicht mehr bewirtschaftet werden (TASSER et al. 2007).

Abschließend soll dieser numerische Vergleich auch für die übrigen Kombinationen berechnet werden, um einen Überblick auf der Landschaftsebene ermöglichen (Tab. 17). Bei 63 % der Bestände (= *resource units* oder RUs) entspricht der simulierte Waldtyp dem Waldtyp laut Waldtypisierung. Unter alleiniger Betrachtung der Hauptbaumarten ergibt sich eine Übereinstimmung von 81 %. Werden die subdominanten Baumarten hinzugenommen, sinkt der Prozentsatz der Bestände, auf welcher die Baumartenmischung laut Waldtypisierung mit der simulierten Mischung übereinstimmt, auf 69 %. Bei einem Vergleich der Hauptbaumarten pro Bestand nach der Waldtypisierung mit der rein simulierten Hauptbaumart ohne jegliche weitere Bearbeitung, wird eine Übereinstimmung von 68 % erreicht. Die Vergleiche mit KILIAN et al. (1994) und BUGMANN (1996) basieren auf qualitativen Daten, demnach kann kein genauer Prozentsatz der Übereinstimmung festgestellt werden. Durch die von STARLINGER (unveröffentlichtes Material) zur Verfügung gestellten Prozentwerte der Baumarten pro Waldtyp, wird der Vergleich etwas erleichtert.

Tabelle 17: Überblick auf der Landschaftsebene - Übereinstimmung (in %) zwischen den simulierten Waldtypen/Waldgesellschaften und den Waldtypen laut Waldtypisierung bzw. der aktuellen Version. Abkürzungen: RUs – *resource units*/Bestände, HauptBA - Hauptbaumart, WT - Waldtyp, WG - Waldgesellschaft, Sim. – simuliert.

Vergleich auf Landschaftsebene	Prozent Übereinstimmung der RUs
Waldtyp (Waldtypisierung) und Waldtyp (Simulation)	63
HauptBA WT (Waldtypisierung) und HauptBA WT (Simulation)	81
Haupt- und ZweitBA “-“	69
HauptBA WT (Waldtypisierung) und HauptBA WG (Simulation)	68
HauptBA (Aktuelle Veg.) und HauptBA (Sim. WG) bzw. HauptBA (Waldtypisierung)	48 bzw. 60

Hypothese 3, dass iLand in der Lage, ist die potentielle Vegetation des gesamten Stubaitales nachzubilden, bestätigt sich im Großen und Ganzen. Die Evaluierung dieses Musters 2 „Naturwaldentwicklung“ zeigt, dass iLand die Bergwälder des Stubaitales sowohl langfristig als auch auf der Landschaftsebene abbilden kann.

Die simulierte „*equilibrium species composition* (ESC)“ entspricht dem theoretischen Wissen über die Zusammensetzung der potentiell natürlichen Vegetation (PNV) nach KILIAN et al. (1994). Auch entlang des Gradienten über die verschiedenen Höhenstufen können zufriedenstellende Ergebnisse erzielt werden. Dies verdeutlicht, dass die Sukzession und dadurch auch die Konkurrenzbeziehungen zwischen den Baumarten richtig erfasst und verarbeitet werden. Einige Abweichungen zeigen sich in der Darstellung der zum Teil recht tief angesetzten Krummholzzone sowie der relativ weiten Verbreitung der Tanne und der Buche entlang der Talsohle. Außerdem erkennt iLand Lawenstriche und Gräben nicht bzw. lässt dort im Gegensatz zur Waldtypisierung keine Gebüsche wachsen.

5. Diskussion

Durch die vorliegende Masterarbeit wird das räumlich explizite Waldlandschaftsmodell iLand für die Simulation der Bergwälder im Stubaital evaluiert. Um den Anforderungen des Klimawandels gerecht zu werden, muss iLand in der Lage sein, mit verschiedensten Umweltbedingungen umzugehen und komplexe Waldlandschaften, wie sie in den Alpen typischerweise vorkommen, möglichst realitätsgetreu darzustellen. Zusätzlich hängen viele der Indikatoren für Ökosystemleistungen von der Waldstruktur und der Baumartenzusammensetzung ab (ALBRICH 2016). Das Modell muss daher auch jene Waldeigenschaften erfassen können, um Managementeffekte und die Auswirkung des Klimas auf Waldökosystemdynamiken abschätzen zu können. Zusätzlich muss die Langlebigkeit von Waldbeständen berücksichtigt werden, und die Simulationen müssen daher auch über ausreichend lange Zeiträume angemessene Ergebnisse liefern können.

BUGMANN (2001) schlägt eine Kombination aus mehreren Evaluierungsmethoden und Vergleichsdatenquellen und -typen vor, wie beispielsweise den Vergleich der Simulationsergebnisse mit theoretischem Wissen, gemessenen Daten, Sensitivitätsanalysen etc. Dieser Ansatz hat sich bereits in zahlreichen Studien bewährt (SEIDL et al. 2005, WANG et al. 2014, THOM et al. 2017). Auch iLand wurde bereits ausgiebig sowohl mit unterschiedlichen Methoden, Datenquellen, Datentypen, als auch für unterschiedliche Untersuchungsgebiete evaluiert und zeigte stets eine gute Leistung (SEIDL et al. 2012a, ALBRICH 2016, THOM et al. 2017). HE et al. (2011) unterstreichen die Evaluierung von Waldlandschaftsmodellen auf Landschaftsebene und Landtypenebene, doch vielfach wird immer noch nur auf Bestandesebene evaluiert. Dazu müssen zudem auch unabhängige Vergleichsdatensets entwickelt werden (HE et al. 2011).

Aus den genannten Gründen werden für diese Arbeit drei Fragestellungen beantwortet, indem sowohl die Muster des Baumwachstums anhand verschiedener Produktivitätstests (Kapitel 4.1.1, A, C, D) und Tests zu den Baudimensionen (Kapitel 4.1.1, B, C, D) analysiert werden, als auch die Muster der Naturwaldentwicklung anhand eines Tests zur potentiell natürlichen Vegetation (Kapitel 4.1.2). Auf diese Weise werden sowohl die Bestandes- und Landschaftsebene sowie die Kurz- und Langzeitevaluierung berücksichtigt. Muster 1 beschäftigt sich mit der kurzfristigeren Evaluierung auf Bestandesebene über eine Umtriebszeit mit Forstinventurdaten und empirischem Wissen, Muster 2 mit der Langzeitsimulation der Sukzession auf der gesamten Landschaft mithilfe von Geodaten und empirischen Studien. Dadurch werden drei Fragestellungen analysiert.

5.1 Muster 1 „Baumwachstum“: Produktivität und Baumdimensionen

5.1.1 Realitätsnahe Abbildung des Baumwachstums (Hypothese 1)

Als erste Fragestellung wird die Fähigkeit iLands, das Baumwachstum der Bergwaldbestände im Stubaital realitätsnah nachzubilden, behandelt. Es wurde angenommen, dass iLand in der Lage ist, die Baumdimensionen und Produktivität der drei Hauptbaumarten zufriedenstellend zu simulieren.

Die Ergebnisse des Musters „Baumwachstum“ (Kapitel 4.1.1) bestätigen diese Annahme.

Zwischen den Baumarten sind einige Unterschiede feststellbar. Die simulierten Parameter und die entsprechenden Referenzwerte der Baumdimensionen in den Fichtenbeständen korrelieren überwiegend schwach miteinander, jene der Lärchen schneiden mit einer mittleren Effektstärke bereits besser ab, und die Werte der Zirben überzeugen mit einer überwiegend starken Korrelation. Die Ursache dieser stärkeren Korrelation der Werte aus den Zirbenbeständen im Vergleich zu den übrigen Baumarten könnte an der geringeren Anzahl

von Daten liegen und der dadurch automatisch geringeren Streuung. So erklären sich auch die wesentlich schwächeren Korrelationen der Fichtenparameter. Diese Beobachtung gilt nicht nur für die Parameter der Baumdimensionen, sondern auch für jene der Produktivität.

Um dieses Problem der großen Variation zwischen den einzelnen Baumarten zu umgehen, werden sowohl die Berechnung der prozentuellen Abweichung als auch die Korrelationsanalyse über alle Baumarten als Entscheidungsgrundlage herangezogen. Die größten Abweichungen über alle Baumarten ergeben sich bei den Mittendurchmessern mit 17,12 % und um einiges geringere Abweichungen bei den Mittelhöhen und Grundflächen ($e\% = 1,01\%$ bzw. 2,49 %). Die Korrelationsanalyse der einzelnen Parameter über alle Baumarten zeigt für die Mittendurchmesser eine schwache ($r = 0.054$), für die Grundflächen eine mittlere ($r = 0.309$) und für die Mittelhöhen eine starke Korrelation ($r = 0.416$), jeweils mit einer wie erwartet positiven Richtung der Korrelation. Es kann also angenommen werden, dass die Baumdimensionen im Mittel zufriedenstellend von iLand abgebildet werden. Hypothese 1A, welche annimmt, dass iLand in der Lage ist, die Baumdimensionen möglichst realitätsgetreu darzustellen, kann bestätigt werden.

In Bezug auf die Abbildung der Produktivität von Bergwäldern muss auf eine konträre Situation eingegangen werden. Hier korrelieren die simulierten Produktivitätsparameter der Fichten am besten mit den entsprechenden Referenzwerten aus den Ertragstafeln und weisen eine positive Richtung der Beziehung auf. Die Korrelation zwischen den Werten der Lärchen und Zirben ist hingegen überwiegend schwach und negativ. Dies spiegelt sich auch in den prozentuellen Abweichungen der simulierten Parametern von den Entsprechungen aus der ET für Vorrat, dGz_{100} und Ertragsklasse, welche für die Zirbenbestände jeweils am höchsten ausfallen ($e\% = +15,27$ bis $+56,77\%$), für die Fichten am niedrigsten ($e\% = +5,63$ bis $18,23\%$). Konkret bedeutet dies, dass iLand beispielsweise für die Baumart Fichte die Hälfte der Parameter zufriedenstellend nachbildet, wobei die Mittendurchmesser, Grundflächen und Vorräte etwas stärker von den Ertragstafelwerten abweichen. Bei den Analysen der Lärchenbestände fällt indes auf, dass der simulierte dGz_{100} höher ist als derjenige aus der ET. Außerdem pflanzt sich die Tendenz, dass die simulierten Mittelhöhen und Mittendurchmesser der Lärchen niedriger ausfallen als die Referenzwerte, im Volumen fort. Die simulierten Mittelhöhen der Zirbe sind noch etwas hoch, die Mittendurchmesser und dadurch auch die Grundfläche werden von iLand sehr gut abgebildet. Der simulierte durchschnittliche Gesamtzuwachs im Alter 100 ist etwas größer als die Entsprechung aus der ET, der Vorrat hingegen wird gut abgebildet. Vor der Kalibrierung stimmten die Bonitäten der Zirbe im Mittel etwas besser überein (vergl. Abb. D2, Anhang D).

Diese Ergebnisse werden von den Analysen der Vergleichsdiagrammen mit der 1:1 – Geraden größtenteils bestätigt. Auch THOM et al. (2017, Appendix S1) verwendete diese Methode für die erfolgreiche Evaluierung iLands anhand der simulierten laufenden Zuwächse, Höhen und Brusthöhendurchmesser im Alter 100 und den entsprechenden Referenzwerte aus den ET. Daneben wurden auch andere Modelle auf diese Art und Weise evaluiert, wie z. B. SILVA 2.2 anhand des Durchmesserzuwachses für verschiedene Untersuchungsgebiete in der Schweiz (SCHMID et al. 2006). Der Idealfall bestünde darin, dass alle Punkte im Diagramm auf einer Linie liegen. Dies geschieht jedoch sehr selten, da es eine große Menge an diversen Unsicherheiten gibt. Die Wuchsdynamik des Modells kann Fehler in sich bergen, Boden und Klima können fehlerhaft sein, auch frühere Streunutzung und andere Bewirtschaftungsmethoden, von denen wir nichts wissen, können einen bedeutenden Effekt auf das Wachstum der Bäume haben. Letztere könnten eventuell die hier auftretenden Bonitätssprünge zwischen den simulierten Beständen und jenen aus den Ertragstafeln erklären.

Auffallend geringe Abweichungen der simulierten Grundflächen und Volumina im Vergleich zu anderen Parametern wie Brusthöhendurchmesser und Stammzahl, wie in der Studie zur Evaluierung des Modells ORCHIDEE-FM GVM von BELLASSEN et al. (2011), können nicht festgestellt werden. BELLASSEN et al. (2011) führen die in ihrer Studie aufgetretenen,

besonders geringen Unterschiede darauf zurück, dass Grundfläche und stehender Vorrat weniger von lokalen Umweltbedingungen beeinflusst werden als andere Parameter.

Neben lokalen Unterschieden fallen häufig auch historische Gegebenheiten ins Gewicht. Sie stellen vor allem in der Verwendung von Forstinventurdaten als Vergleichsdaten eine Schwierigkeit dar. Um die Evaluierung möglichst objektiv durchführen zu können, wurde bereits von Beginn an versucht, mögliche Ursachen für spätere Unterschiede zu unterbinden. Dazu wurde beispielsweise das Management der Bestände in iLand an die Annahmen der Ertragstafeln angeglichen. Trotzdem unterliegen die realen Bestände unterschiedlichen Bewirtschaftungsmethoden, da es sich um unterschiedliche Eigentümerinnen und Eigentümer mit unterschiedlichen waldbaulichen Zielsetzungen handelt. Zusätzlich haben sich die Ansichten zur Waldbewirtschaftung im letzten Jahrhundert generell stark verändert. Der Wandel erfolgte vom Wald als Objekt reinen wirtschaftlichen Nutzens durch die Nutzung des Rohstoffes Holz, von Streu, Wildbret etc., bis hin zum Objekt multipler sozioökologischer Leistungen (vergl. Ökosystemleistungen des Waldes z. B. in GÖTZL et al. 2015). Neben der Bewirtschaftungsmethode, erfährt auch jeder einzelne Bestand unterschiedliche Wetterereignisse und Störungen (BUGMANN 2001). Somit verfügt jeder Bestand über seine eigene Geschichte, welche letztlich auch dessen Produktivität und Baumdimensionen bestimmt. Diese Tatsache konnte in der vorliegenden Arbeit aufgrund fehlender Hintergrundinformationen jedoch nicht ausreichend berücksichtigt werden. Daher wurde für die simulierten Bestände das Management laut den Ertragstafeln angenommen. Einige Unterschiede zwischen „Referenzwert“ bzw. „Ertragstafelwert“ und „Simuliert“ sind sicherlich auch auf diese unterschiedlichen Bestandesgeschichten zurückzuführen. Im Hinblick auf die Erforschung der Ökosystemleistungen der Stubai Bergwälder im Klimawandel mithilfe dieses Modells sollte hier wenn möglich eine Verbesserung angestrebt werden. THOM et al. (2018) stellten nämlich fest, dass die historische Landnutzung einen größeren Einfluss auf den zukünftigen Kohlenstoffaustausch der temperierten Wälder hat als der Klimawandel. Das Ignorieren dieser Tatsache kann zu substanziellen Fehlern in der Einschätzung der zukünftigen Walddynamik führen, so die Forschenden.

Zusätzlich soll in diesem Zusammenhang auf die Diskussion über die Aktualität der bestehenden Ertragstafeln hingewiesen werden. Bereits seit einigen Jahren wird von diversen Wissenschaftlern darauf hingewiesen, dass sowohl die in Österreich als auch die in Deutschland verwendeten Ertragstafeln nicht mehr den heutigen Wuchsbedingungen entsprechen und die Zuwächse unterschätzen (NEUMANN 1993, RÖHLE 1996, PRETZSCH 2016). PRETZSCH (2016) spricht in seiner Publikation über ein zwischen 10 bis 33 % schnelleres Wachstum je nach Baumart. Weiters können Mischbestände aus sich ergänzenden Baumarten um 11 bis 30 % über dem gewichteten Mittel des Zuwachseses benachbarter Reinbestände liegen. Als primäre Gründe für das schnellere Wachstum der Bäume in Mitteleuropa werden die großregionale Temperaturerhöhung, die Verlängerung der Vegetationszeit, Nährstoffeinträge und die Erhöhung der atmosphärischen CO₂-Konzentration genannt (SPIECKER et al. 1996, HUNTER und SCHUCK 2002). Weiters haben sich auch Waldbauformen und Behandlungsprogramme geändert. Streunutzung, Waldweide etc. werden nicht mehr praktiziert und könnten zu einer Aggradation des Bodens geführt haben (HERZBERGER 1996). Waldbauprogramme streben immer häufiger ungleichaltrige Mischbestände an, welche ebenfalls ungünstig für die Nutzung der klassischen Ertragstafel sind. Die Ertragstafeln repräsentieren die Wuchsbedingungen und Bestandesdynamik der letzten ein bis zwei Jahrhunderte und wurden für gleichaltrige Reinbestände konzipiert. Vergleiche zwischen Langzeituntersuchungsflächen und den Ertragstafeln zeigten vor allem für Wachstumsraten und den stehenden Vorrat nach 1960 Überschreitungen der Ertragstafelwerte um 50 % bis 100 %. (PRETZSCH 2016). Aus diesen Gründen wird ihre Gültigkeit in Frage gestellt und somit auch ihre Aussagekraft im Zusammenhang mit der vorliegenden Arbeit. Die etwas höhere simulierte Produktivität in iLand im Vergleich zu den Ertragstafelwerten ist somit durchaus konsistent mit den Erkenntnissen aus den eben diskutierten Publikationen und unterstreicht die Realitätsnähe der Simulationen iLands.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass laut prozentueller Abweichungen die Stammzahl unterschätzt, Zuwachs und EKL überschätzt werden. Das bedeutet, iLand lässt tendenziell die (wenigen) Bäume zu stark im Durchmesser zuwachsen, was den dGz_{100} und damit auch die EKL zu sehr erhöht. Dies schlägt sich vor allem bei den Zirbenbeständen zu Buche. Von allen drei Baumarten wird die Lärche am stärksten unterschätzt.

Da iLand jedoch als Landschaftsmodell operiert und dadurch alle Baumarten zugleich darstellen muss, liegt das Hauptaugenmerk der Evaluierung auf der Analyse über alle Baumarten. Es zeigt sich eine überwiegend mittelstarke Beziehung zwischen den Produktivitätsparametern: Vorrat ($r = 0,177$), dGz_{100} ($r = 0,268$) und Ertragsklasse ($r = 0,204$). Somit kann auch Hypothese 1 für die Darstellung der Produktivität bestätigt werden. Eventuell könnten in zukünftigen Arbeiten die Parameter für die Baumdimensionen der Fichten, sowie die Produktivitätsparameter der Lärchen und Zirben etwas angepasst werden.

Neben dieser Studie wurden auch in anderen Evaluierungsstudien die prozentuellen Abweichungen zwischen simulierten und beobachteten Parametern berechnet und analysiert. Im Falle der vorliegenden Arbeit werden die beobachteten Werte durch die Referenzwerte aus den Ertragstafeln für Tirol repräsentiert. Sie wurden mittels der Auswertung von lokalen Winkelzählproben und anschließender Bonitierung der Bestände ermittelt. Beobachtete Werte sind unabhängig von Standort und Baumart und eignen sich dadurch sehr gut für Vergleiche mit Simulationsergebnissen anderer Modelle und damit für die objektivere Beurteilung des Verhaltens des eigenen Modells. SEIDL (2004) verwendete die prozentuelle Abweichung seiner Simulationen beispielsweise zur Evaluierung des Modells PICUS v1.3. Seine Abweichungen des Vorrates reichen von -11 bis +11 %, darin werden die Ergebnisse über verschiedene Baumarten, zwei verschiedene Standorte und mehrere Zeitintervalle inkludiert. Werden nun die prozentuellen Abweichungen der Vorräte iLands mit den Ergebnissen jener Studie verglichen, zeigen sich mit Werten von -7 bis +15 % starke Ähnlichkeiten (Tab. 14, Kap. 4.1.1). Neben den Vorräten als Produktivitätsparameter werden auch Vergleichswerte für die Simulation der Baumdimensionen zur Verfügung gestellt. Für die Mittendurchmesser und Stammzahlen ergaben sich bei SEIDL Abweichungen von -12 und +12 % bzw. -9 bis +52 %, für iLand -2 bis +30 % bzw. -27 bis -4 %. In seiner Arbeit verglich SEIDL seine Ergebnisse mit jenen von YAUSSY (2000) und LANDSBERG et al. (2003). YAUSSY (2000) verglich beispielsweise ein empirisches Waldwachstums- und Ertragsmodell (NE-TWIGS) mit einem sog. Gap-Modell (ZELIG) auf zwei Standorten in Kentucky, um deren Verhalten zu evaluieren. Bei der Simulation des Volumens durch NE-TWIGS wurden prozentuelle Abweichungen von 13 bis 16 % erreicht, am anderen Standort 3 bis 9 %. Beim Gap-Modell ergaben sich prozentuelle Abweichungen des simulierten Volumens von 23 bis 46 % auf Standort 1 und 39 bis 98 % auf Standort 2. Bei der Simulation der Stammzahlen und durchschnittlichen Durchmesser variierten die Abweichungen stark nach Modell, Standort und Anzahl der Wiederholungen, manche schafften mit unter 20 % eine gute Leistung, andere überschritten die 20 % - Marke. Insgesamt zeigte das empirische Modell eine bessere Performance. LANDSBERG et al. (2003) führten ebenfalls eine Modellevaluierung des Modells 3-PG durch, bei welchem sie das Modell zuerst mit den Daten des Untersuchungsgebietes kalibrierten und dann das Wachstum von Weihrauch-Kiefern (*Pinus taeda*) simulierten. In einem ersten Experiment wurde zusätzlich die Wirkung von Düngung und Bewässerung hinzugezogen. LANDSBERG et al. verglichen die beobachteten mit den simulierten Daten der Kontrollfläche sowie der gedüngten Fläche. Dabei erreichten die Simulationen des Stammvolumens auf der Kontrollfläche -3,8 %, auf der gedüngten Fläche -22, 1 %. (für Details siehe LANDSBERG et al. 2001). In einem weiteren Experiment wurde das Modell an Fichten in Schweden getestet, welche mit unterschiedlichen Pflanzabständen ausgehend vom Setzlingsstadium simuliert wurden. Nach 51 Jahren Simulation wurden geringe Abweichungen des stehenden Vorrates von -3 % bis +16 % erreicht. Die prozentuellen Abweichungen der Grundfläche betragen -4 bis 14 Prozent (LANDSBERG et al. 2003).

In Tabelle 18 werden die Ergebnisse mit jenen der ähnlichen Studien von YAUSSY (2000), LANDSBERG et al. (2003) und SEIDL (2004) direkt verglichen. Dadurch können auch Abweichungen von bestimmten Parametern und Baumarten, welche zunächst als

verhältnismäßig stark eingestuft wurden, relativiert werden. Bei Betrachtung der prozentuellen Abweichungen der gesamten Werte, da iLand vorwiegend als Landschaftsmodell agiert und somit alle Baumarten zugleich gut abbilden soll, sind 4 von 7 Parametern unter einer Abweichung von 20 % und nur 3 knapp darüber ($e\%$: $dGz_{100} = +20,58 \%$; $EKL_{120} = +23,16 \%$; Stammzahl = $-26,77 \%$).

Tabelle 18: Darstellung der prozentuellen Abweichungen ($e\%$) iLands und jenen der Vergleichsstudien von YAUSSY (2000), LANDSBERG et al. (2003) und SEIDL (2004). Für die Feststellung des Minimums und Maximums wurden alle Ergebnisse der drei Baumarten sowie der Berechnung über alle Baumarten gemeinsam berücksichtigt. Bei YAUSSY beinhaltet das Intervall die Ergebnisse zweier Standorte und unterschiedlicher Wiederholungen, bei SEIDL werden unterschiedliche Standorte, Baumarten und Zeitintervalle berücksichtigt. LANDSBERG et al. führen unterschiedliche Versuche mit Bewässerung und Düngung an der Fichte in Schweden durch, um ihr Modell zu evaluieren (V1 = Versuch 1, V2 = Versuch 2) (Quelle: verändert nach YAUSSY 2000, S. 393 – 394, nach LANDSBERG et al. 2003, S. 209 – 210 und nach SEIDL 2004, S. 58 – 63).

$e\%$			SEIDL (2004)		YAUSSY (2000)				LANDSBERG et al. (2003)	
	iLand		PICUS v1.3		NE-TWIGS		ZELIG		3-PG	
Parameter	% min	% max	% min	% max	% min	% max	% min	% max	% min	% max
Vorrat	-7	+15	-11	+11	3	16	23	98	V1: -22 V2: -3	V1: -4 V2: 16
dGz	+14	+57	-27	+49	-	-	-	-	-	-
Stammzahl	-27	-4	-9	+52	< 20	> 20	< 20	> 20	-	-
BHD	-2	+30	-12	+12	< 20	> 20	< 20	> 20	-	-
Mittelhöhe	-1	+17	-9	-1	-	-	-	-	-	-
Grundfläche	-6	+5	-	-	-	-	-	-	V2: -4	V2: 14

Im Laufe der Arbeit hat sich herausgestellt, dass es sinnvoll wäre, die Evaluierung des Modells iLand mit neueren Forstinventurdaten zu wiederholen, um Änderungen über die Zeit zu analysieren (WANG et al. 2014). Ähnlich wie bei WANG et al. (2014) oder LUO et al. (2015), welche für die Evaluierung ihres Modells Forstinventurdaten von mehreren Perioden verwendeten, könnte für zukünftige Evaluierungen iLands ebenfalls auf Daten mehrerer Inventurjahre zurückgegriffen werden. Dazu eignen sich die ohnehin periodisch durchgeführten Forstinventuren der Länder, wie sich in dieser Arbeit gezeigt hat, oder der Datenbestand der österreichischen Waldinventur (ÖWI). Auch jene Erhebungen werden im Abstand einiger Jahre durchgeführt. iLand könnte auf diese Art und Weise in Zukunft immer wieder mit aktuellen Daten evaluiert werden, ohne einen zusätzlichen großen Kostenaufwand für das Sammeln der Daten zu betreiben. Dadurch könnte die Leistung der Simulationen über kürzere Zeiträume genauer überprüft und bei Interesse wissenschaftlich wertvolle Langzeitstudien angelegt werden. Auch BUGMANN (2001) empfiehlt die Verwendung von Daten aus Zeitserien wie z. B. Pollendaten, Jahrringanalysen oder Langzeit-Monitoringflächen, welche sich über mehrere Jahrzehnte erstrecken - wie beispielsweise Serien von Forstinventurdaten.

Außerdem wäre eine derartige Langzeitevaluierung auf Landschaftsebene sicherlich ein interessanter Versuch, der auch Wissenschaftler anderer Tätigkeitsbereiche interessieren

könnte. Durch diese für ganz Österreich verfügbaren Daten können viele verschiedene Standorte, Sukzessionsphasen, Baumartenverteilungen, Altersstrukturen etc. abgedeckt werden. Eine einheitliche Verknüpfung der ÖWI-Punkte mit historischen und zukünftigen Aufzeichnungen von Störungsereignissen (Wind, Feuer, Schnee, Insekten, Nutzungen etc.) könnte in Hinblick auf den Wald im Klimawandel ebenfalls interessant sein. Bisher waren nur einzelne Sturmereignissen und Lawinen für die Bergwälder des Stubaitales von Bedeutung. In den letzten Jahren konnten durch das sich ändernde Klima vermehrt Schäden durch Borkenkäferbefall verzeichnet werden (SEIDL et al. 2019). In Zukunft werden biotische und abiotische Störungen vermutlich weiter ansteigen (SEIDL et al. 2008, SEIDL und RAMMER 2017).

5.1.2 Sinkendes Baumwachstum mit zunehmender Meereshöhe (Hypothese

2)

Als zweite Fragestellung wird die Auswirkung des Klimas bzw. der Seehöhe auf die simulierten Parameter der drei Baumarten und deren Referenzwerte aus den Ertragstafeln behandelt. Es wurde angenommen, dass die Dimensionen und das Wachstum aller drei Baumarten mit steigender Seehöhe abnehmen.

Durch die graphische Analyse und die Berechnung der Rangkorrelationskoeffizienten zeigt sich, dass die Beziehung zur Seehöhe geringer als erwartet ausfällt, sei es bei den Ertragstafelwerten, als in Folge auch bei den Simulierten. Zwischen den Baumarten schwanken die Ergebnisse für die unterschiedlichen simulierten Parameter und jenen aus den Ertragstafeln stark. Die Erklärung könnte in der ungleichmäßigen Verteilung der Baumarten über die Höhenstufen liegen. Jede Baumart weist dadurch unterschiedlich große klimatische Gradienten auf und je größer der Gradient, desto schwieriger ist es, ihn zu treffen. Die Fichte hat die weiteste Höhenausdehnung und somit auch den größten Gradienten. Daher ist die realitätsnahe Simulation der Fichten auch am schwersten.

In diesem Zusammenhang fällt auch auf, dass die *rho*-Werte, welche die Korrelation zwischen den Ertragstafelwerten und der Seehöhe beschreiben, stets dieselben pro Parameter sind. Eine mögliche Ursache dieser gleichen Korrelationswerte könnte in der Generierung der ET-Werte liegen. Jene wurden pro Ertragsklasse gesammelt. Da es nur maximal 14 (bei Fichte) Ertragsklassen gibt, sind viele Werte jeweils für mehrere Bestände ident. Bei Zirbe und Lärche ist jeweils noch weniger Variation in den Daten, da wiederum weniger Ertragsklassen vorgefunden wurden.

Im Falle der Fichten folgen die Parameter den anfänglichen Erwartungen und nehmen mit steigender Seehöhe überwiegend ab. Die simulierten Bonitäten sinken nur schwach mit zunehmender Seehöhe, was vermutlich an einer zu geringen Temperaturlimitierung liegt und somit ein (zu) gutes Wachsen in den Hochlagen ermöglicht. Insgesamt ist das Wachstum der Fichte im Stubaital dem der übrigen beiden Baumarten deutlich überlegen. Bei den Lärchenbeständen ist diese negative Korrelation zwischen Seehöhe und Wachstumsparametern nur bei den Referenzwerten aus den Ertragstafeln feststellbar und fällt ebenfalls nur schwach aus. Ein weiterer möglicher Grund für das zu gute Wachstum der Fichten und Lärchen in den höheren Lagen könnte die Unterrepräsentation von Bodenwerten der Hochlagen in der Bodendatenbank von SEIDL et al. (2009) sein. Jene liefert nämlich die Werte für den pflanzenverfügbaren Stickstoff, Stickstoff und Kohlenstoff in der organischen Substanz sowie in der Streu. Der pflanzenverfügbare Stickstoff agiert in iLand als Indikator für Nährstofflimitierung (SEIDL et al. 2012a). Wenn nun Bodenwerte aus den tieferen Lagen für Hochlagenbestände verwendet werden, führt dies automatisch zu einem besseren Wachstum. Bei SEIDL (2005) und HERZBERGER (1996) sinken die durchschnittlichen Zuwächse der Fichten ebenfalls mit steigender Seehöhe. Die Werte des durchschnittlichen Zuwachses im Alter 100 mit Werten zwischen $2,0 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ und $14,0 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ (dGZ₁₀₀ ET) bzw. $1,3 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ und

13,5 m³·ha⁻¹·a⁻¹ (dGz₁₀₀ sim.) stimmen gut mit der Datenwolke des Waldschaden-Beobachtungssystems (Abb. 40, dunkle Quadrate, Kap. 4.1.1) sowie den simulierten Daten von SEIDL überein. SEIDL stellte in seiner Arbeit auch die Verbindung zur Bodenqualität her und bestätigte, dass die Zuwächse bei schlechterer Bodenqualität ebenfalls sinken. Die Effekte der Bodenqualität werden hier nicht separat analysiert, könnten jedoch in zukünftigen Analysen hinzugezogen werden. Laut SEIDL (2004) reagierte der dGz auf den besten Böden am stärksten auf die Seehöhe. Durch die Datenanalyse mithilfe einer geglätteten Trendlinie (LOWESS) zeigt sich, dass iLand tiefe Lagen etwas unterschätzt und mittlere Lagen überschätzt. Hier könnte das Modell eventuell noch etwas nachkalibriert werden. Möglicherweise ist die Abweichung darauf zurückzuführen, dass der Großteil der Fichtentestbestände auf 1.300 bis 1.500 m ü. d. M. liegen (Abb. 31, Kap. 4.1.1) und dadurch die Regressionsgerade etwas verfälscht wird. Generell könnte die geringere Anzahl an Fichten- und Lärchentestbestände in den höheren Lagen (Abb. 31, Kap. 4.1.1) ein Grund für die Abweichungen jener Baumarten mit zunehmender Höhe sein. Bei den Fichten ist diese Tendenz um einiges schwächer ausgeprägt als bei den Lärchen, womöglich aufgrund der sonst großen und gleichmäßiger verteilten Anzahl an Testbeständen.

Ähnlich wie in dieser Arbeit, bereitete der Parameter Seehöhe auch bei HERZBERGER einige Schwierigkeiten bei der Interpretation und Signifikanz der verwendeten Modelle. „Die Streuung ist so groß, dass – mit gewissen Einschränkungen – bei jeder Seehöhe (fast) jede Bonität auf einer Probestfläche möglich ist“ (HERZBERGER 1996, S. 69). Damit war der Einfluss der Seehöhe auf die abhängigen Parameter über eine quadratische Funktion nicht besser zu fassen, da ein ausgeprägtes Maximum der abhängigen Variablen in einer bestimmten Seehöhe nicht gegeben ist. Die Varianz der abhängigen Variablen, also der Bonität, des Zuwachses etc., ist abhängig von der Größe der unabhängigen Variablen und die Verwendung von Regressionen problematisch (HERZBERGER 1996). Somit könnten die Abweichungen nicht nur an iLand liegen, sondern generell mit dieser Tatsache zusammenhängen. Sowohl die Punktwolke der simulierten Daten dieser Arbeit als auch jene der entsprechenden Ertragstafelwerte passen im Grunde gut mit den beobachteten Werten von HERZBERGER zusammen und gewinnen dadurch an Plausibilität.

Anhand des Vergleichs der Mittelhöhen mit der Studie von KLEMMT und EWALD (2012) zeigt sich, dass sowohl die Ertragstafelwerte als auch die simulierten Mittelhöhen ebenfalls gut mit anderen Fichtenbeständen in den Alpen übereinstimmen (Abb. 43, Kap. 4.1.1). Sowohl die Baumhöhen der Vergleichsstudie als auch jene in dieser Arbeit (simuliert und ET) sinken mit zunehmender Meereshöhe. Es wird festgestellt, dass die Baumhöhen laut Ertragstafel in der subalpinen Stufe eher im schwächeren Bereich liegen und die zuvor angemerkten Abweichungen der von iLand simulierten Mittelhöhen im Grunde keine großen Probleme schaffen, da sie im Vergleich mit KLEMMT und EWALD im Rahmen derer beobachteter Werte bleiben. Generell sind die kleinen Unterschiede möglicherweise auf den Standort zurückzuführen, da jener das Höhenwachstum am stärksten beeinflusst (ASSMANN 1961) und die Böden hier nur vergleichsweise grob, anhand der Tiroler Waldtypisierung und der Datenbank nach SEIDL et al. (2009), initialisiert wurden. Außerdem weisen die untersuchten Bäume in der Publikation mit ihren 100 Jahren einen Altersunterschied von 20 Jahren in Bezug auf die hier behandelten Waldbestände auf. Weiters zeigte sich in der Vergleichsstudie, dass die Baumhöhe je nach Waldtyp stark variiert. Meine Werte wurden jedoch aus dem gesamten Datensatz über alle Waldtypen gebildet.

Näherer Diskussion bedarf es bei den Zirbenbeständen. Jene verhalten sich generell gegensätzlich der Erwartungen. Die Ertragstafelwerte steigen alle mit zunehmender Seehöhe an, während die Simulierten sinken und damit den Erwartungen entsprechen. Als möglicher Grund dafür wurde die Seehöhe des Untersuchungsgebietes genannt, welche für das optimale Zirbenwachstum noch zu niedrig sein könnte. Somit ist die Wuchsleistung der Zirbe möglicherweise noch im Steigen und hat ihre Kulmination noch nicht erreicht. Das Hauptverbreitungsgebiet der Zirbe im Wuchsgebiet 1.2 liegt in etwa zwischen 1.800 bis 2.200 m ü. d. M. (HOTTER et al. 2015), wobei der höchstgelegene Testbestand der vorliegenden Arbeit auf 1.857 m ü. d. M. liegt. VOSPERNIK et al. (2014) konnten ebenfalls keine klare

Tendenz des Zirbenwachstums mit der Seehöhe nachweisen. Als einen möglichen Grund dafür nennen sie die Tatsache, dass die Zirbe im Projektgebiet ihre Verbreitungsgrenze noch nicht erreicht hat. Deren Projektgebiet umfasst die Höhenlagen von 1.300 bis 2.070 m ü. d. M. und ist somit noch höher gelegen als jenes dieser Arbeit. Die Literaturquellen, welche bei der Formulierung der Hypothese über die Seehöhe zitiert wurden, da sie eine enge Beziehung der Zirbe zur Temperatur und somit zur Seehöhe feststellten, forschten im optimalen Verbreitungsgebiet der Zirbe, vor allem an der Wald- und Baumgrenze (OBERHUBER und KOFLENER 2003) bzw. zwischen 1.900 bis 2.300 m ü. d. M. (CARRER et al. 2007). Anhand dieser Vergleiche wird der Schluss gezogen, dass die Zirbe entlang der untersuchten Seehöhen noch nicht im Optimum ist und aus diesem Grund die Beziehung zwischen Seehöhe und deren Ertragstafelwerten positiv ist. Die simulierten Werte folgen den anfänglichen Erwartungen. Dies könnte daran liegen, dass iLand die tiefer gelegenen Bestände aufgrund der geringen Anzahl an Zirbentestbeständen im Generellen, aber vor allem aufgrund ihrer Unterrepräsentation in den Tieflagen, überschätzt (Abb. 31, Kap. 4.1.1). Vor allem werden die Mittelhöhen und dadurch auch die Produktivitätsparameter zu hoch bewertet. Die Bestände in den Hochlagen werden hingegen gut abgebildet.

Wie bereits erwähnt agiert iLand auf Landschaftsebene und bildet gemischte Waldbestände ab. Aus diesem Grund ist vor allem die Performance des Modells unter Einbeziehung aller Baumarten interessant. Abweichungen, wie sie bei einigen Parametern pro Baumart auf Bestandesebene gefunden wurden, fallen deshalb nicht so stark ins Gewicht. Unter Einbeziehung aller drei Baumarten ergibt Spearman's Rho eine, bis auf die Ausnahme der Grundflächen, negative Richtung der Korrelation und *rho*-Werte von 0,014 (Grundfläche sim. absolut) bis maximal 0,301 (EKL₁₂₀ ET absolut). Dabei liegen acht der zwölf untersuchten Parameter (simuliert und ET) unter einem absoluten *rho*-Wert von 0,2. Es zeigt sich, dass zwischen Simulation und Referenz keine große Abweichung liegt und iLand somit auch in der Lage ist, Einflüsse von Klimafaktoren, welche hier durch die unterschiedlichen Seehöhen repräsentiert werden, zu berücksichtigen und richtig zu deuten. Hypothese 2, dass alle Parameter mit zunehmender Höhe abnehmen, muss aufgrund der starken Schwankungen zwischen den Parametern selbst und den Baumarten zwar abgelehnt werden, jedoch kann im Hinblick der Modellevaluierung eine vorsichtig positive Bilanz für iLand gezogen werden. Dies bestätigt sich auch durch den Vergleich der prozentuellen Abweichungen zwischen „Beobachtet“ und „Simuliert“ mit den Ergebnissen anderer Studien zur Modellevaluierung wie z. B. YAUSSY (2000), LANDSBERG et al. (2003), SEIDL (2004). Auch der Vergleich mit beobachteten Werten aus anderen Studien in den Alpen, wie jene von HERZBERGER (1996), SEIDL (2004), KLEMMT und EWALD (2012) zeigte, dass die Reaktion der Produktivitätsparameter (repräsentiert durch den dGZ₁₀₀) und der Baumdimensionen (repräsentiert durch die Baumhöhe) auf die Seehöhe gut von iLand abgebildet wird.

Weiters überzeugt die Verwendung von Daten aus Forstinventuren für die Evaluierung von iLand auf Bestandesebene durch ihre Einfachheit und Verfügbarkeit in den meisten Forstbetrieben. Für jene Länder mit eigener Waldtypisierung stehen zusätzlich kostenlose Daten für die Langzeitevaluierung auf Landschaftsebene zur Verfügung. Gerade diese Anwendungsmöglichkeit öffentlich zugänglicher Daten sowie von Daten, welche ohnehin in den meisten Betrieben vorhanden sind, erhöhen die Glaubwürdigkeit und vor allem auch die Nützlichkeit des Modells für diverse Studien (SHIFLEY et al. 2017).

5.2 Muster 2 „Naturwaldentwicklung“: Potentiell natürliche Waldgesellschaften

5.2.1 Erfassung der Sukzession anhand der PNV (Hypothese 3)

Durch die Simulation der Naturwaldentwicklung (PNV, Muster 2) beweist iLand seine gute Anwendbarkeit für komplexe Landschaften und bestätigt zugleich Hypothese 3, dass die Naturwaldentwicklung im Stubaital angemessen realitätsnah abgebildet wird.

Die Simulation wurde von nacktem Boden gestartet und für 1.500 Jahre laufen gelassen. Auf diese Weise wird die Entwicklung der Wälder vom Pionierstadium bis hin zur Schlusswaldgesellschaft miteinbezogen und die Konkurrenzbeziehungen zwischen den Baumarten erfasst. Sowohl die Baumartenzusammensetzung selbst als auch die räumliche Verteilung der Waldtypen über die Landschaft wird realitätsnah simuliert und resultiert in guter Übereinstimmung mit den qualitativen (KILIAN et al. 1994, BUGMANN 1996) und quantitativen Vergleichsdaten (GIS-Daten Waldtypisierung).

Nach etwa 500 - 600 Simulationsjahren stellt sich die „*equilibrium species composition* (ESC)“ ein. Die simulierte Waldentwicklung folgt der gängigen Vorstellung der Sukzession mit Birke, Zitterpappel, Grünerle, Lärche als Pioniere, welche sich dann je nach Höhenstufe differenzieren und ihre standorttypische Klimaxgesellschaft einnehmen. Das Stubaital wird klar von einem breiten Fichtengürtel dominiert, die unteren Höhestufen weisen lokale Laubholzvorkommen, darunter Buche und Eichenarten, sowie Tannen- und lokale Weißkiefern vorkommen auf. Entlang der Baumgrenze dominieren Lärchen-Zirbenwälder, Krummholzbestände, Latschen- und Grünerlengebüsche. Die ESC des Untersuchungsgebietes (beschränkt auf die räumlich explizit zuordenbaren Bestände) ergibt sich somit aus 68 % Fichte, 10 % Zirbe, 10 % Lärche, 7 % Krummholzbestände und Gebüsch (Birke, Zitterpappel, Grünerle und Latsche) und 5 % Buche. Weitere Baumarten unter 2 % werden nicht berücksichtigt. Diese Baumarten, bis auf die Buchen, sieht auch die Vergleichsliteratur von KILIAN et al. (1994), BUGMANN (1996) und die Waldtypisierung vor. Die Methode der Gegenüberstellung der Simulationsergebnisse, der Waldtypen nach KILIAN et al. und der semi-quantitativen Klassifikation der Waldtypen nach STARLINGER (unveröffentlicht, aus LEXER 2001) hat sich sowohl in der Arbeit von SEIDL (2004) bei der Evaluierung des Modells Picus v1.3, als auch in dieser Arbeit gut bewährt.

Bei 63 % der Bestände (= *resource units* oder RUs) entspricht der simulierte Waldtyp dem Waldtyp laut Waldtypisierung. Bei einem Vergleich der Hauptbaumarten pro Bestand nach der Waldtypisierung mit der rein simulierten Hauptbaumart ohne jegliche weitere Bearbeitung, wird eine Übereinstimmung von 68 % erreicht. In einer ähnlichen Studie von HERRERAS GADEA (2016) zur Evaluierung des Simulationsmodells PICUS über die Waldgesellschaften ganz Europas, verglich der Autor die simulierte Baumartenzusammensetzung mit der Waldtypen-Klassifikation der Europäischen Umweltagentur (EEA). Sobald nur die dominierende Baumart berücksichtigt wurde, erzielte der Autor eine Übereinstimmung von 93 %, als er die Zweitbaumart und beigemischte Baumarten dazu nahm, sank das Ergebnis auf 84 %. Zusätzlich verglich er die Resultate mit der etwas detaillierteren Kartierung der PNV von BOHN et al. (2004) (Mstb. 1:2.500.000). Dabei reduzierte sich die Übereinstimmung wiederum und erreichte je nach Waldtyp 18-69 %. Dies lässt sich möglicherweise dadurch erklären, dass die Varianz in den Modellsimulationen sinkt, sobald die simulierten Attribute in einer höheren räumlichen Hierarchie aggregiert werden (GUISAN et al. 2007, WANG et al 2014). Der Vergleich mit HERRERAS GADEA (2016) zeigt jedoch, dass die in dieser Arbeit erzielten Ergebnisse iLands gut mit vergleichbaren Arbeiten mithalten können. Die PNV nach KILIAN et al. (1994) basiert auf der Ebene des Wuchsgebietes 1.2, während die Waldtypisierung Tirols die einzelnen

Waldtypen für jeden spezifischen Standort einzeln kartiert. Somit handelte es sich bei den Vergleichsdaten um sehr spezifische, genau auf das Untersuchungsgebiet bezogene Daten, welche trotz dieser hohen Detailliertheit und dem großen Maßstab gute Übereinstimmungen erzielen.

Die Parallelen zwischen den Simulationen und der Waldtypisierung Tirols liegen vor allem in der gleichsam starken Ausprägung der Waldtypen „Montaner warmer Silikat-(Lärchen-)Fichtenwald (Fi3)“ und „Montaner frischer Silikat-(Lärchen-)Fichtenwald (Fi1)“. Jene dominieren vor allem die hochmontane Stufe. Mit zunehmender Seehöhe differenziert sich das Waldbild, die Waldtypisierung sieht dabei vor allem den „Subalpinen kühlen Silikat-Steilhang-(Grünerlen-Lärchen-)Fichtenwald“ – Fs3 vor, iLand modelliert hingegen eine Mischung aus mehreren verschiedenen Waldtypen, wie beispielsweise Fs3, La5, Fs10 und Zi3. Die repräsentativsten Schlüsse können aus den Darstellungen der Haupt- und Zweitbaumart gezogen werden, da jene Simulationsergebnisse unabhängig von zusätzlicher Weiterbearbeitung sind. Die Zuordnung der simulierten Waldgesellschaften zu den konkreten Waldtypen nach dem Vorbild der Waldtypisierung kann unter Umständen fehlerbehaftet sein. Wie bereits erwähnt, sind die genauen Zuordnungskriterien, berücksichtigten Parametersätze und Grenzwerte der Parameter (z. B. für Neigung, Wasser- und Nährstoffhaushalt etc.), welche für die Waldtypisierung verwendet wurden, nicht offiziell bekannt.

Sowohl die Waldtypisierung als auch iLand zeigen nur sehr spärliche Aufkommen der Lärche als Hauptbaumart, die Fichte dominiert die Waldgesellschaften des Stubaitales. Dies könnte auch daran liegen, dass Lärche eher eine frühsukzessionale Baumart ist, welche in späterer Folge oftmals von Schlusswaldbaumarten wie Fichte oder Zirbe verdrängt wird.

Einer der größeren Unterschiede zwischen der Waldtypisierung und den Simulationen ist die Verbreitung der Tanne, welche sich bei der Waldtypisierung auf die Unterhänge rund um Neustift konzentriert, iLand jedoch als Mischbaumart entlang der gesamten Talsohle vorsieht (Abb. 56, Kapitel 4.1.2). Die Tanne zieht sich laut Waldtypisierung an die Schatthänge und die engen Seitentäler zurück, da sie höhere Niederschläge benötigt und ansonsten eine verminderte Konkurrenzkraft gegenüber der Fichte aufweist (KLOSTERHUBER et al. 2005). ZANG (2012) konnte jedoch zeigen, dass die Tanne im Vergleich zu anderen Koniferen die geringsten Wachstumseinschränkungen durch Trockenheit in den Sommermonaten verzeichnet. Solange das weit in die Tiefe reichende Wurzelsystem intakt ist, gilt die Tanne sogar als resistent gegenüber Trockenstress (ELLING ET AL. 2009). Somit könnten die Annahmen iLands trotzdem realitätsnah sein. Außerdem fällt die Tanne als Zweitbaumart hauptsächlich bei den simulierten Waldtypen ins Auge. Durch die Zuordnung der Bestände mit Tannenanteil zu Fichten-Tannen-Waldtypen könnte ihr Anteil unabsichtlich verstärkt worden sein. Betrachtet man nur die reine, simulierte Waldgesellschaft, so beteiligt sich die Tanne mit wesentlich geringeren Anteilen an der Baumartenzusammensetzung, jedoch immer noch entlang der gesamten Talsohle.

Noch deutlicher zeigt sich der Unterschied bei der Verteilung der Buche, welche die Waldtypisierung im Gegensatz zu iLand gar nicht vorsieht, da sie nach KLOSTERHUBER et al. temperatur- und niederschlagsbedingt in den unteren montanen Stufen der Innenalpen nicht mehr zu finden ist. Auch KILIAN et al. sowie die aktuellen Waldtypen nach SCHIECHTL und STERN (LAND TIROL, 2019a) bestätigen hier die Annahmen der Waldtypisierung. Dieser Einschränkung sollte in zukünftigen Simulationen auf den Grund gegangen werden. Informationen zur tatsächlichen Verbreitung der Buche im Stubaital könnten aus aktuellen Waldinventurdaten entnommen werden. In den mir zur Verfügung gestandenen Inventurdaten wurde nur die Kategorie „Laubholz“ angeführt, eine genauere Baumartenspezifizierung gab es nicht.

Weiters unterscheidet sich die räumliche Verteilung der Krummholzbestände und Gebüsche in der Landschaft. Während iLand die Krummholzzone tiefer ansiedelt, lässt die Waldtypisierung dort noch Lärchen-Zirbenbestände wachsen. Zusätzlich berücksichtigt die Waldtypisierung auch Gräben und Lawinenrinnen, welche ins Tal hinunter reichen und mit

Gebüsch bewachsen werden. iLand simuliert diese Art von Bewuchs nur entlang der Waldgrenze und sieht für die Gräben die Baumarten der umliegenden Bestände vor. Der Grund dafür liegt vor allem darin, dass keine Störungen durch Lawinen simuliert werden. Hier müssten in zukünftigen Arbeiten diese Störungsfunktion eingeschaltet und eventuell einzelne Parameter nachjustiert werden.

GUISAN et al. (2007) fanden heraus, dass baumartenspezifische Charakteristika wie die Wachstumsrate, die Verteilung über die Höhenstufen und die maximal besiedelte Seehöhe große Auswirkungen darauf haben, ob eine Baumart einfacher oder schwerer modellierbar ist. Tendenziell besser modellierbar sind beispielsweise sehr langsam wachsende Baumarten und bzw. oder solche mit sehr engen und spezialisierten Nischen. Dazu zählt zum Beispiel die Zirbe, welche sich hauptsächlich in den trockenen und kontinental geprägten Inneralpen ansiedelt. Jene wird auch von iLand sehr gut wiedergegeben. Laut GUISAN et al. (2007) ist die Modellierung der Fichte, Lärche, Tanne, Buche, Weißkiefer, Traubeneiche und Esche etwas schwieriger, da sie dominante Baumarten sind. Außerdem wird ihr schlechteres Abschneiden möglicherweise auch durch die Bewirtschaftung beeinflusst (v.a. bei Fichte, Lärche und Weißkiefer). Dies kann in dieser Arbeit nur bedingt bestätigt werden. Wie bereits erwähnt, stimmt die Verbreitung der Fichte gut mit den qualitativen und quantitativen Vergleichsdaten überein. Für die Verbreitung der Tanne, Lärche und Buche könnten hier möglicherweise die Gründe für die Abweichungen zwischen Modellierung der Waldtypisierung und Modellierung von iLand liegen. Auch die Beeinflussung des Menschen spielt sicherlich eine Rolle. Schlecht modellieren lassen sich schnell wachsende Pionierbaumarten wie Birke, Zitterpappel und Spitzahorn, da sie frühsukzessionale Stadien besiedeln, welche zumeist geringe Vorkommen in vielen Landschaften einnehmen und daher weder einfach zu kartieren noch zu evaluieren sind (GUISAN et al. 2007). Dieser Faktor könnte einen Teil der Unterschiede in der Verbreitung der Krummholzbestände und Gebüsche erklären, da jene in iLand vor allem aus Birke, Zitterpappel und Grünerle bestehen.

In der Gegenüberstellung mit den aktuellen Waldgesellschaften stellt sich heraus, dass in der Realität eine bedeutend größere Anzahl an Beständen mit Lärche als Hauptbaumart in Form von Lärchenwäldern, Lärchenwiesen und -weiden im Stubaital vorkommen, als sie von den Modellen der Waldtypisierung und iLand als PNV vorgesehen wären. Jene befinden sich zumeist in unmittelbarer Siedlungsnähe und sind aus diesem Grund vermutlich stark historisch bedingt. PITSCHMANN et al. (1970) nennen den Erhalt der Lärchenwiesen- und weiden für die Landwirtschaft und die frühere Kahlschlagbewirtschaftung als Gründe. Letzterer wird neben dem hohen Wilddruck auch als Erklärung für den geringen Tannenanteil genannt. In den höheren Lagen könnten auch zahlreiche subalpine Lärche-Zirbenbestände durch die frühere Rodungstätigkeit in den Almgebieten verschwunden sein. Durch die Auflassung vieler Almen holt sich der Wald diese Flächen langsam wieder zurück (TASSER et al. 2007, 2017). Heute werden diese Flächen immer noch von geringerer Überschildung und alten einzelnen Lärchen geprägt, in deren Schatten sich die Fichtenverjüngung mit geringem Zirbenanteil erholt (SEIDL et al. 2019).

Ansonsten stimmen die Hauptbaumarten der aktuellen Vegetation zu 60 % mit den Hauptbaumarten laut Waldtypisierung überein, mit jenen der Simulation von iLand zu 48 %. Das bedeutet, dass knapp mehr als die Hälfte der Wälder im Untersuchungsgebiet den Charakter ihrer potentiell natürlichen Waldgesellschaft aufweisen.

In diesem Zusammenhang muss gesagt werden, dass die Kartierung der in dieser Arbeit verwendeten aktuellen Waldgesellschaften von SCHIECHTL und STERN (LAND TIROL, 2019a) aus den 1950ern stammt und trotz der langen Umtriebszeiten für Wälder vermutlich nicht mehr ganz aktuell sein wird. Es wäre interessant, die Simulationsergebnisse anhand aktueller flächendeckender Inventurdaten zu analysieren und den Anteil an Beständen im Stubaital, welche tatsächlich ihrer PNV entsprechen, herauszufinden. Andererseits verliert das einst so wichtige Leitbild der potentiell natürlichen Vegetation im Angesicht des klimatischen Wandels an Zuspruch. Immer mehr Fachleute distanzieren sich bewusst vom statischen Ansatz der

PNV (IBISCH 2006, CHIARUCCI et al. 2010, BOLTE 2013, MAROSCHEK et al. 2015). Das Denkmodell der PNV schreibt laut Definition Zustände fest und schließt die Zeitdimension aus. Es müssten jedoch Geotop- und Florenwandel, aktuelle Gegebenheiten und zu erwartende Veränderungen mitberücksichtigt werden (SCHMIDT 1998). Die in der vorliegenden Studie simulierte PNV sowie jene aus der aktuellen Waldtypisierung Tirols sind somit nur unter aktuellem Klima wahrscheinlich. Zukünftige Biozönosen sind nicht vorhersagbar, da sie von weitaus mehr Faktoren bestimmt werden als von den abiotischen Standortsansprüchen der Einzelarten, wie beispielsweise von Krankheiten oder Extremwetterlagen (IBISCH 2006). Vor allem dieses Zusammenspiel von Pflanzen, Boden und Atmosphäre ist über so lange Zeiträume und bei sich ändernden Umweltbedingungen essenziell. Hier zeigt iLand klare Vorteile gegenüber anderen Modellen, bei welchen diese Wechselwirkungen fehlen. Für die Evaluierung von Simulationsmodellen unter aktuellem Klima gilt diese Problematik nicht. Die Evaluierung mithilfe der PNV oder ESC ist eine gängige Methode, wie beispielsweise BUGMANN (2001), SEIDL et al. (2005) und THOM et al. (2017) zeigen. Da sich das Klima vor allem in den Alpen stark verändern wird, und dieses Denkmodell für die praktische Bewirtschaftung der Wälder so einfach nicht mehr zeitgemäß ist, könnten mögliche Alternativen für die zukünftige Modellevaluierung auf Landschaftsebene in Betracht gezogen werden. Zusätzlich handelt es sich bei dieser Art von Evaluierung 1) um Modell-Modell Vergleiche anstatt einem Modell-Daten Vergleich und 2) sind die Beschreibungen der PNV meist nur qualitativer Natur, welche den genauen Vergleich anhand von Biomasse, Grundfläche usw. erschweren. Um den Realismus und die Plausibilität von Simulationen zu testen, reicht die PNV jedoch aus, wenn sie in weiterer Folge mit quantitativen Tests ergänzt wird (BUGMANN 2001). Bei der Verwendung empirischer Baumartenzusammensetzungen aus Urwäldern, ganz abgesehen davon, dass solche für das Stubaital nicht verfügbar sind, würden sich andere Probleme für die Modellevaluierung ergeben (BADECK et al. 2001).

5.3 Vergleichbare Evaluierungen iLands

Zur Abrundung soll noch ein Vergleich zu anderen Evaluierungsstudien iLands gezogen werden. Wie bereits zu Beginn erwähnt, wurde das Waldlandschaftsmodell iLand bereits für viele andere Landschaften initialisiert und evaluiert, um möglichst ein breites Spektrum an unterschiedlichen klimatischen Bedingungen abzudecken und, um damit die Generalität des Modells zu testen. Neben Landschaften in Nordamerika (SEIDL et al. 2012a, 2012b, 2014b) wurde das Modell auch in den temperierten Wäldern Europas getestet (SEIDL et al. 2014a, SILVA PEDRO et al. 2015, ALBRICH 2016, ALBRICH et al. 2018, DOBOR et al. 2018). Für die österreichischen Alpen wurde iLand ebenfalls bereits evaluiert und zeigte angemessene Leistungen (SEIDL et al. 2012a, THOM et al. 2017). Neben der Überprüfung in unterschiedlichen Landschaften, wurden auch andere Fähigkeiten iLands evaluiert. ALBRICH et al. (2018) testeten beispielsweise das agentenbasierte Bewirtschaftungsmodul (ABE - RAMMER und SEIDL 2015), andere wiederum den simulierten Kohlenstoff- und Wasserkreislauf (SEIDL et al. 2012b, ALBRICH et al. 2018), das Windmodul (SEIDL et al. 2014a) oder das Feuermodul (SEIDL et al. 2014b).

Um die Genauigkeit und die Generalität iLands für ein neues Untersuchungsgebiet zu testen, wurde auch in anderen Arbeiten größtenteils auf die Evaluierung der Produktivität, der Baumdimensionen und der Baumartenzusammensetzung zurückgegriffen. Wenn auch zum Teil unterschiedliche Methoden angewandt wurden, konnte der Vergleich der simulierten Daten mit Forstinventurdaten oder anderen beobachteten Daten, wie auch in dieser Arbeit, zufriedenstellende Ergebnisse erzielen (SEIDL et al. 2012a, THOM et al. 2017, DOBOR et al. 2018).

DOBOR et al. (2018) griffen ebenfalls auf den Ansatz des „*Pattern-oriented Modeling*“ zurück und überprüften damit Dendrometrie, Produktivität und die Sukzessionsabfolge. Für die Überprüfung des Baumwachstums und der Produktivität wurden ebenfalls mithilfe von baumarten- und standortsspezifischen Höhenkurven aus den aktuellen Höhen die erwarteten

Höhen in 100 Jahren berechnet und daraus wiederum die Ertragsklassen für die Evaluierung. ALBRICH et al. (2018) und THOM et al. (2017) evaluieren den Zuwachs, die Höhe und den Durchmesser auf ähnliche Art und Weise mithilfe von Streudiagrammen mit einer 1:1 Linie wie in dieser Arbeit. Die Ergebnisse sind gut mit den hier erzielten Resultaten vergleichbar. Fichte und Lärche zeigen überall gute Übereinstimmungen, Lärche wird geringfügig überschätzt. Die Zirbe wurde in keiner der Studien überprüft. Ein Teil der Abweichungen zwischen simulierten und Ertragstafelwerten der Zirbe lässt sich möglicherweise dadurch erklären, dass diese Baumart hier zum ersten Mal evaluiert wurde. Generell zeigten sich bei den simulierten Zuwächsen der Bäume die größten Streuungen.

SILVA PEDRO et al. (2015) stellen eine Tabelle ihrer Vergleiche zwischen beobachteten Werten aus der Ertragstafel und der simulierten dominanten Höhe (m), dem mittleren Durchmesser (cm) und dem mittleren jährlichen Zuwachs im Alter 100 zur Verfügung. Daraus können die prozentuellen Abweichungen der Hauptbaumarten berechnet und mit jenen dieser Arbeit verglichen werden (Abb. 59). Die prozentuellen Abweichungen reichen von 0,42 % (mittlerer Durchmesser Bergahorn) bis 39,66 % (mittlerer Jahreszuwachs Esche). Im Vergleich dazu liegen die Abweichungen im Stubaital zwischen 0,27 % (Mittendurchmesser Zirbe) und 56,77 % (dGz₁₀₀ Zirbe), wobei letzterer Wert zusammen mit einem ähnlich hohen Wert für die EKL₁₂₀ der Zirbe eine Ausnahme bildet. Alle anderen 19 Werte (Mittelhöhe, BHD, Vorrat, Grundfläche, Stammzahl, dGz, EKL der drei Hauptbaumarten) liegen ≤ 30 %. Abbildung 59 zeigt, dass die Abweichungen iLands im Stubaital in vergleichbarem Rahmen liegen und in Hinblick auf den Zuwachs deutlich geringer ausfallen. Auch die Mittelwerte fallen deutlich geringer aus. Für SILVA PEDRO et al. (2015) wurden fünf, für das Stubaital drei Hauptbaumarten miteinbezogen.

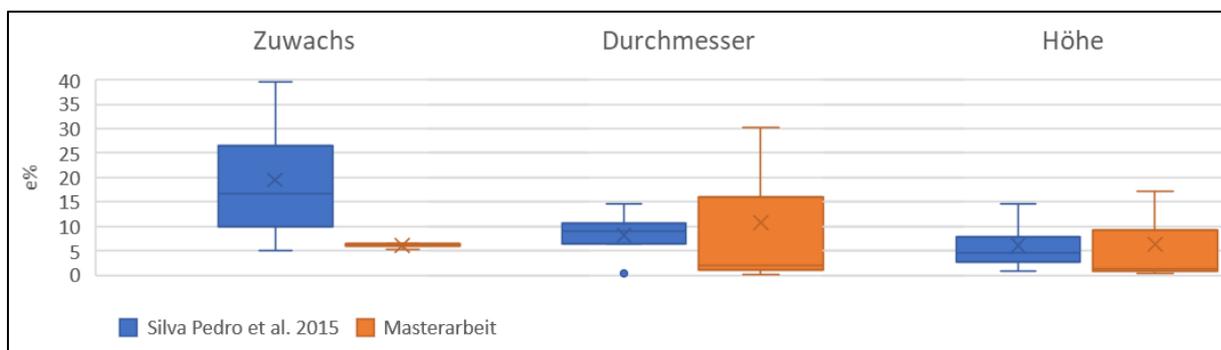


Abbildung 59: Vergleich der prozentuellen Abweichungen (e%) dieser Arbeit mit denen aus der Studie von SILVA PEDRO et al. (2015). Die Box-Plots beinhalten das Minimum, Maximum, die 1. und 3. Quartile, den Median und den Mittelwert (Kreuz), Ausreißerpunkte werden angezeigt.

Als Ergänzung zur hier präsentierten Evaluierung könnte auch die Fähigkeit iLands Mortalität zu simulieren in Anlehnung an die Arbeiten von SEIDL et al. (2012a) oder SILVA PEDRO et al. (2015) überprüft werden.

Für den Test der simulierten PNV auf Landschaftsebene verwendeten DOBOR et al. (2018), ähnlich wie ALBRICH et al. (2018), ausschließlich die Grundflächenentwicklung der Hauptbaumarten im Untersuchungsgebiet. In der vorliegenden Arbeit wurde sowohl die Grundflächenentwicklung als auch die Vorrats- und Stammzahlentwicklung analysiert. In allen drei Arbeiten zeigten sich gute Übereinstimmungen mit der erwarteten Sukzessionsabfolge. Zu Beginn traten zahlreiche verschiedene frühsukzessionale Baumarten auf, welche im Laufe der Zeit von den wenigen Klimaxbaumarten des jeweiligen Untersuchungsgebietes ersetzt wurden. SILVA PEDRO et al. (2015) analysierten die simulierte ESC für ihr Untersuchungsgebiet in Thüringen (Deutschland) und verwendeten anstatt der Grundfläche, den Gesamtbestand an lebendem Kohlenstoff für den Vergleich. Durch die Simulation von (nur) 500 Jahren konnte kein so eindeutiges Bild der ESC gezeichnet werden, wie es bei der vorliegenden Arbeit, ALBRICH et al. (2018) oder DOBOR et al. (2018) der Fall war. Zusätzlich zeigte sich, dass die Untersuchungsgebiete unterschiedlich viel Zeit benötigten, um sich auf eine bestimmte Baumartenzusammensetzung einzupendeln. Die Spanne reichte von etwa 600 Jahren im

Stubaital bis hin zu 2.000 Jahren im Weissenbachtal, Oberösterreich (ALBRICH et al. 2018). Weiters fiel noch auf, dass SILVA PEDRO et al. (2015) im Gegensatz zu der vorliegenden Arbeit nur den 13 potentiell natürlich vorkommenden Baumarten die Verjüngung ermöglichten, während sich hier alle 31 vom Modell unterstützten Baumarten fortpflanzen konnten. Trotz der großen Baumartenauswahl war iLand in der Lage, die Baumartenzusammensetzung des Stubaitales erwartungsgemäß zu simulieren.

In den verschiedenen Studien wurde die simulierte ESC jeweils mit Einschätzungen von Fachleuten verglichen, wie z. B. mit den Einschätzungen zur PNV nach KILIAN et al. (1994) (ALBRICH et al. 2018) oder BOHN et al. (2004) (SILVA PEDRO et al. 2015). Diese Methode wurde auch in der vorliegenden Arbeit erfolgreich angewandt. Weiters wurde auch die Kartierung der ESC bereits in anderen Studien durchgeführt und mit erwarteten PNV-Zuweisungen aus Inventurdaten (THOM et al. 2017) oder bereits bestehenden PNV-Kartierungen verglichen (ALBRICH et al. 2018). Für die Zuordnung jedes Bestandes zu einem bestimmten Waldtyp nach KILIAN et al. (1994) verwendeten ALBRICH et al. (2018) den Ansatz von LEXER et al. (2002). Dabei werden die Baumarten eines Bestandes anhand ihres Anteils an der Biomasse gereiht und im Anschluss die am häufigsten vorkommenden Arten ausgewählt, welche zusammen mindestens 70 % der simulierten oberirdischen Biomasse ausmachen. Bei meiner Zuteilung zu den Waldgesellschaften wurde ebenfalls auf die oberirdische Biomasse zurückgegriffen. Je nach Anteil daran, wurden die Baumarten danach gereiht und maximal die drei häufigsten Baumarten verwendet. Die einzelnen Arten mussten jedoch mindestens 10 % des Bestandesvolumens aufweisen. Wird die Methode nach LEXER et al. (2002) angewandt, zeigen sich keine Unterschiede zur vorherigen Kartierung der Hauptbaumarten pro Bestand. Werden hingegen auch die Zweit- und Drittbaumarten betrachtet, ergeben sich einige Bestände mehr an Lärchen- sowie Zirbenreinbeständen und Buchenreinbeständen in den Tallagen (vgl. Abb. 60 und 61).

Eine weitere Möglichkeit der Zuteilung zu den Waldtypen laut KILIAN et al. (1994) wäre das Klassifikationsschema für PNV-Typen von STARLINGER (unveröffentlichtes Manuskript, in: LEXER 2001, S. 161).

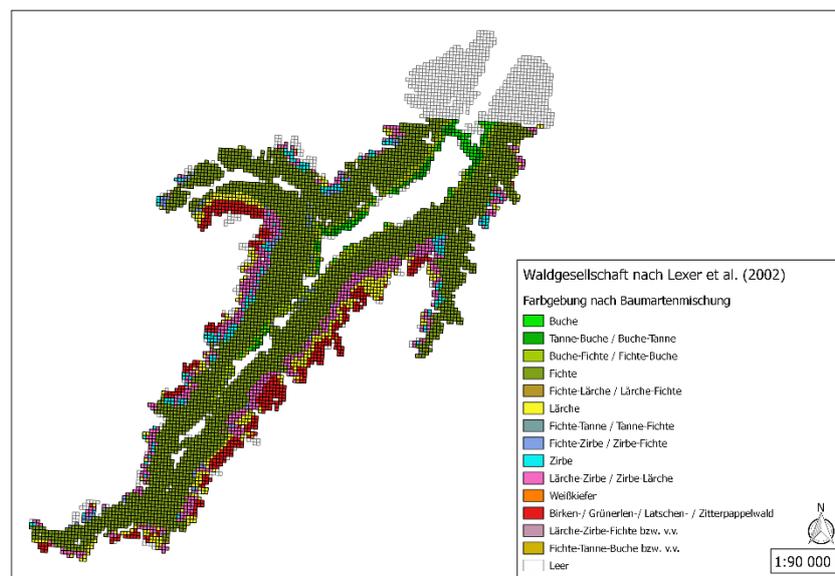


Abbildung 60: Simulierte Waldgesellschaft, eingeteilt nach LEXER et al. (2002).

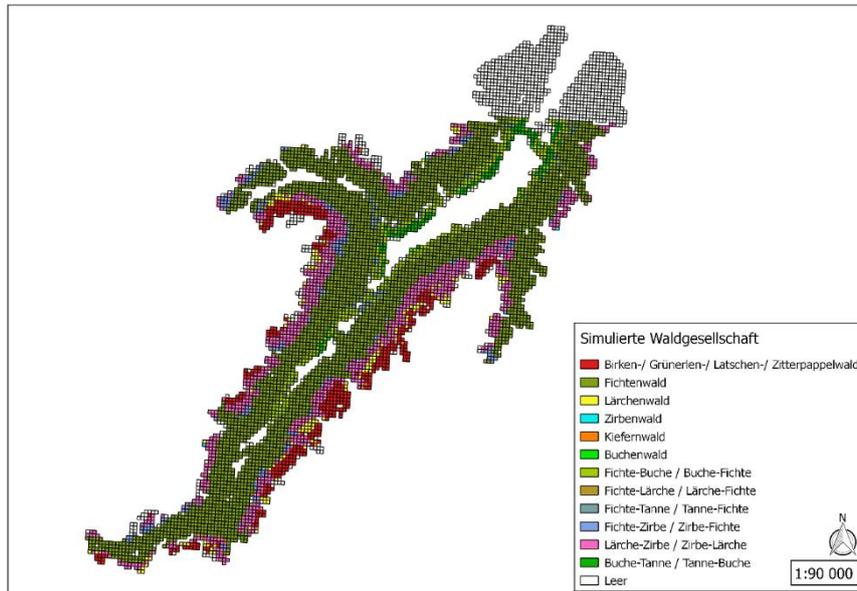


Abbildung 61: Simulierte Waldgesellschaft.

Abschließend muss gesagt werden, dass die Ergebnisse solcher Studien nicht eins zu eins übernommen werden dürfen, sondern immer unter Berücksichtigung der Modellannahmen und der Unsicherheiten in unserem Wissen interpretiert werden müssen. Dies gilt für alle Modelle, welche die Realität vereinfacht abbilden. Besonders essentiell ist es jedoch für komplexe Modelle, welche für die Erforschung von Langzeitprozessen in komplexen Ökosystemen, z. B. Wäldern, erstellt wurden (BUGMANN 2001, S. 298).

Unsicherheiten in Bezug auf die Modelloutputs entstehen durch die Fehlerfortpflanzung der Input-Daten sowie des Modells selbst. In den Modellparametern eingebettete Unsicherheiten kommen häufig aus Fehlern bei den Messungen, Beobachtungen und der Synthese - dies sind subjektive Unsicherheiten. Unsicherheiten aufgrund zufälliger Algorithmen im Modell sind stochastische Unsicherheiten (HE 2008). Manchmal wird angenommen, dass empirische Daten ein reales System am besten abbilden und daher der beste Test für ein Modell sind. Durch die relative Ungenauigkeit und Unpräzision von ökologischen Daten werden der Testbarkeit von Modellen jedoch Limitierungen gesetzt. Somit kann nicht erwartet werden, dass Simulationsmodelle genauere und präzisere Ergebnisse liefern als die verfügbaren Daten. Umgekehrt könnte aber auch behauptet werden, dass Modelle die Realität besser abbilden, da wir durch unsere subjektive Wahrnehmung anfällig für Fehler sind und auch unsere Messtechnik begrenzt ist (RYKIEL 1996).

Für gewöhnlich ist die Vorhersagegenauigkeit in den ersten Jahren der Simulation am höchsten und sinkt mit den fortlaufenden Jahren. Das liegt daran, dass sich die Unsicherheiten (Parameterunsicherheit, Modellstochastizität) über die Zeit akkumulieren (XU et al. 2009). Empirische Daten, um die zukünftigen Vorhersagen zu überprüfen, fehlen.

Außerdem muss bei Diskrepanzen zwischen Modellvorhersagen und Erwartungen stets aufgepasst werden, denn es könnte auch sein, dass die eigenen Erwartungen falsch sind, nicht das Modell. Sie stellen somit eine Chance dar, das Modell, die Daten und jegliche vorgefasste Meinungen noch einmal kritisch zu überdenken (VANCLAY und SKOVSGAARD 1997) und möglicherweise neue, überraschende Erkenntnisse zu erlangen. Wenn die Ergebnisse mit den Beobachtungen übereinstimmen, bestätigt dies nur deren Wahrscheinlichkeit. Es kann immer eine andere Theorie die Erklärung hinter bestimmten Beobachtungen sein und neue Beobachtungen in der Zukunft könnten alte Theorien umstoßen (ORESQUES et al 1994).

6. Conclusio

Die Wichtigkeit der Wälder und deren Leistungen werden immer stärker wahrgenommen und geschätzt. Neben den Polen sind Berggebiete, damit auch die Alpen, besonders stark vom Klimawandel betroffen. Die Komplexität von Ökosystemen in Gebirgsregionen durch die hohe lokale Variabilität (Topographie, Exposition, Hangneigung etc.) macht sie besonders sensibel. Aufgrund der Wichtigkeit der Bergwälder, sowohl für das Gleichgewicht dieser Ökosysteme als auch für die Bergbevölkerung (Ökosystemleistungen), wurde das Agenten- und Individuenbasierte Waldlandschaftsmodell iLand für das Untersuchungsgebiet im Stubaital initialisiert und evaluiert.

Trotz der einzelnen oben diskutierten Abweichungen kann schlussfolgernd festgestellt werden, dass iLand gut in der Lage ist, die Komplexität der Bergwälder im Stubaital sowohl auf Bestandes- als auch auf Landschaftsebene zu erfassen und realitätsnah nachzubilden. Die Baumartenzusammensetzung auf Landschaftsebene wird durch die Simulation der PNV repräsentiert, das Baumwachstum auf Bestandesebene durch die Tests über die Baumdimensionen und die Produktivität der Waldbestände. Neben anderen Studien mit iLand (SEIDL et al. 2012a, 2014a, 2014b, SILVA PEDRO et al. 2015, THOM et al. 2017, ALBRICH 2016, DOBOR et al. 2018) wird mit dieser Arbeit die Bandbreite an unterschiedlichen ökologischen Bedingungen (Standort, Bestand) und Zielvariablen (Baumartenzusammensetzung, Bestandesstruktur, Ertrag), mit denen iLand gut zurecht kommt, wiederum erweitert.

Durch die Beleuchtung des Wissensstandes im Bereich der Ökosystemmodellierung und die Initialisierung des Modells für die Bergwälder des Stubaitales wurde die Basis für die Evaluierungsstudie gelegt. Für den Evaluierungsprozess von iLand wurde nach dem Ansatz des „*Pattern-oriented Modeling*“ (GRIMM et al. 2005) eine Kombination aus mehreren Tests angewandt, welche die Baumdimensionen, das Baumwachstum und die natürliche Waldentwicklung anhand von Forstinventurdaten, Geodaten der Walddatypisierung sowie anhand diverser empirischer Studien überprüften. Die Kombination aus mehreren Methoden, Datenquellen und – typen wird von BUGMANN (2001) empfohlen und verringert bestehende Unsicherheiten.

Auf Bestandesebene bestätigt sich die Hypothese, dass iLand in der Lage ist, die Bergwaldbestände des Stubaitales realitätsnah nachzubilden, im Großen und Ganzen für alle drei Baumarten. Jene, dass das Baumwachstum mit steigender Seehöhe abnimmt, bestätigte sich nur für die Fichte. Für die Lärche simulierte iLand eine zu hohe Wuchseistung in den höheren Lagen. Aufgrund diverser Studien (z. B. PRETZSCH 2016) weiß man jedoch, dass die Ertragstafeln aktuelle Wachstumsparameter unterschätzen und etwas höhere simulierte Wuchseistungen sogar realistischer sind. Die Zirbe wurde in dieser Arbeit zum ersten Mal für das Modell iLand initialisiert. Sie zeigte gute Übereinstimmungen mit den Referenzwerten, nur über die Seehöhe bedarf es noch einzelner Anpassungen. Auch im Vergleich mit anderen Evaluierungsstudien und beobachteten Parametern erbringt iLand eine gute Leistung in der Simulation von Produktivität und Baumdimensionen (HERZBERGER 1996, YAUSSY 2000, LANDSBERG et al. 2003, SEIDL et al. 2005, KLEMMT und EWALD 2012).

Auch wenn ein Modellergebnis mit aktuellen und vergangenen Beobachtungen übereinstimmt, ist dies keine Garantie, dass das Modell auch für die Zukunft entsprechende Vorhersagen trifft. Es kann nämlich kleine Fehler in den Input-Daten geben, die im Zeitfenster der historischen Daten keine Fehlerquelle darstellen. Wenn sie hingegen über lange Zeiträume extrapoliert werden, treten die Fehler ans Licht. Weiters garantiert eine Übereinstimmung der Modellergebnisse und der aktuellen Beobachtungen nicht, dass zukünftige Bedingungen ähnlich sind. Natürliche Systeme verhalten sich dynamisch und können sich unerwartet verändern (ORESQUES et al. 1994).

Die Analysen auf der Landschaftsebene zeigen, dass iLand die verschiedenen Stadien der Sukzession und damit die inter- und intraspezifischen Konkurrenzbeziehungen zwischen den Baumarten sinnvoll zu erfassen vermag und die Bergwaldgesellschaften auch langfristig über verschiedene Höhenstufen angemessen abbildet. Hypothese 3 wird somit bestätigt. Im

Vergleich der simulierten "*equilibrium species composition* (ESC)" mit den Einschätzungen von KILIAN et al. (1994) und BUGMANN (1996, erstellt nach REHDER 1965 und ELLENBERG 1986) zeigen sich, trotz einzelner abweichender Baumartenverteilungen, gute Übereinstimmungen. Die zahlreichen Parallelen mit der Waldtypisierung Tirols weisen ebenfalls auf die gelungene Evaluierung des Musters "Naturwaldentwicklung" hin.

Auch im Vergleich mit Evaluierungen iLands in anderen Untersuchungsgebieten (SILVA PEDRO et al. 2015, THOM et al. 2017, ALBRICH 2018, DOBOR et al. 2018) schneidet iLand für die Simulationen im Stubaital sowohl in der Darstellung des Baumwachstums auf Bestandesebene, als auch der Naturwaldentwicklung auf Landschaftsebene, zufriedenstellend ab.

Kritisch muss betrachtet werden, dass jeder einzelne Bestand seine eigene Bestandesgeschichte aufweist und sich daher von der Annahme des Ertragstafelmanagements für die Simulationen unterscheidet. Außerdem handelt es sich bei dem Vergleich mit der PNV um einen Modell-Modell Vergleich. Er erfolgt nur qualitativ anstatt quantitativ, und das Konzept der PNV ist durch die Nichtbeachtung der Dynamik über die Zeit im Hinblick auf den Klimawandel nicht mehr ganz zeitgemäß. Bei dem Vergleich mit der Waldtypisierung handelt es sich ebenfalls um einen Modell-Modell-Vergleich. Angesichts der nur von iLand simulierten Buchenverbreitung im Stubaital, könnte eine Parameteranpassung überdacht werden. Dasselbe gilt für die Zirbe und deren Wachstum in Bezug auf die Seehöhe sowie die Lage der Waldgrenze. Es könnte daran gearbeitet werden, dass iLand den Gebüschbewuchs auch entlang der Gräben und Lawinenrinnen, welche ins Tal hinunterreichen, simuliert. Als zusätzlichen Punkt könnten Vergleiche mit aktuellen Forstinventurdaten oder Datensets mehrerer Inventurjahre in Betracht gezogen werden, um die Stärken der Zeitseriendaten auszunützen und die zeitliche Autokorrelation möglichst gering zu halten. Durch die Kombination unterschiedlicher Methoden und Daten, sowie durch die Einigkeit der Simulationsergebnisse mit vergleichbaren Studien, werden diese Kritikpunkte etwas abgeschwächt.

Insgesamt resultieren die Tests in gute Übereinstimmungen des Modells mit den zuvor erstellten Annahmen und unterstreichen die Anwendbarkeit von iLand für weitere Forschungen im Stubaital. Besonders die Auswirkungen des Klimawandels auf die Waldentwicklung und dadurch auf diverse Ökosystemleistungen gilt es abzuschätzen und mögliche Lösungsansätze und Alternativen zu finden.

Abschließend soll gesagt werden, dass ökologische Modelle nicht in der Lage sind, die Zukunft genau „vorherzusagen“. Sie können uns nur helfen, Prozesse und Muster in der Natur zu verstehen, indem sie uns die Erforschung der Konsequenzen aus explizit erstellten Annahmen erlauben, welche zu komplex für andere Modelle sind (BUGMANN 2001, S. 297).

7. Ausblick

Die Ökosystemmodellierung unterliegt einem ständigen Wandel. Durch die rasante Entwicklung und Verbesserung von Waldlandschaftsmodellen aufgrund technischer Errungenschaften, wie z. B. die verstärkte Rechenkapazität, die Entwicklung von GIS, Software und Fernerkundung, als auch durch theoretische Fortschritte (HE 2008), muss sich auch die Modellevaluierung anpassen. Modelle sind eine Funktion des wissenschaftlichen Verständnisses und der Datenverfügbarkeit zum Zeitpunkt der Modellentwicklung und müssen daher ständig unter dem Gesichtspunkt des aktualisierten Wissens evaluiert werden (PRISLEY und MORTIMER 2004). Nur so können angemessene Ergebnisse erzielt und Zuspruch und Vertrauen der Nutzenden gewonnen werden. Dies unterstreicht wiederum die Wichtigkeit dieser Arbeit.

Im Gegenzug braucht es dieses stetige Voranschreiten der Modellentwicklung auch, um die Modellevaluierung in Zukunft zu verbessern. Es handelt sich somit um einen Entwicklungskreislauf. Eine geringe Diversität an Modellen kann eine falsche Vorstellung von Sicherheit vermitteln, was vor allem bei der recht häufigen Evaluierungsmethode des „*Multi-model Ensembles*“ (vgl. Kap. 3.1.3) zu Buche schlägt. Wenn die Mehrheit der Modelle auf denselben Formulierungen wichtiger Prozesse basieren, wie beispielsweise Fotosynthese, Respiration etc., ist der Grad ihrer Übereinstimmung ein schlechter Indikator der Prozessunsicherheit. Zusätzlich sind neue Modelle essentiell, denn die Forschungsfragen ändern sich viel schneller als die verfügbaren methodischen Ansätze. Ältere Modelle würden dadurch für Fragen außerhalb ihres eigentlichen Anwendungsbereichs verwendet werden (SEIDL 2017). Modelle, welche nach phänomenologischen Beziehungen und Verhaltensweisen der Vergangenheit gebaut wurden, könnten unter den neuen Bedingungen der Zukunft nicht robust genug sein, da der Klimawandel zu Veränderungen führt, welche Wälder in der Vergangenheit noch nie erlebt haben (DE BRUIJN et al. 2014).

Neue Ideen sind essentiell. SHIFLEY et al. (2017) schlagen beispielsweise die Automatisierung der Evaluierung für zukünftige Waldlandschaftsmodelle vor. Eine andere Idee der Forschenden besteht darin, gemeinsam Input-Dateien für große Gebiete wie z. B. Länder, Staaten, Ökoregionen etc. für ein oder mehrere Waldlandschaftsmodelle zu erarbeiten und öffentlich zugänglich zu machen. Dieser Ansatz, Forschung öffentlich zugänglich zu machen und interdisziplinär und überregional zusammen zu arbeiten, taucht immer wieder in der neueren Literatur auf (PRETZSCH et al 2008, SEIDL 2017, SHIFLEY et al. 2017, ROGORA et al 2018). Zukünftige Waldlandschaftsmodelle sollen sich noch stärker an potentiellen Nutzenden orientieren, technischen Support, eine anwendungsfreundliche Oberfläche, Übungsmaterial und ausgiebige Dokumentation anbieten, ein Netzwerk zum gegenseitigen Austausch der Nutzerinnen und Nutzer erstellen und die Anwendung so einfach wie möglich gestalten (SHIFLEY et al. 2017). iLand bietet mit „<http://iland.boku.ac.at/startpage>“ eine eigene frei zugängliche Website mit den bisherigen Publikationen, einem Blog, der Dokumentation vieler Anwendungsvorgänge und der Möglichkeit, iLand herunterzuladen und zu nutzen.

Unverzichtbar wird auch das Modellieren von biotischen und abiotischen Störungen, dem Klimawandel und das Einbauen von sozio-ökonomische Faktoren, die die Wälder und deren Wandel beeinflussen sowie solche, die von (sich verändernden) Wäldern beeinflusst werden. Dazu kommt die verstärkte Einbindung weiterer Produkte und Leistungen des Waldes, wie dem Speichern von Kohlenstoff, Lebensraum für Tiere und Pflanzen, der Bereitstellung von Holz und Nischholzprodukten, dem Schutz vor Steinschlag, Lawinen, Muren etc. Mehrere Forschungsteams versuchten bereits, verschiedene Ökosystemleistungen und Zusatzprozesse in die Modellierungen miteinzubeziehen. Beispiel dazu sind DE JAGER et al. (2017), welche eine Erweiterung für das Modell Landis-II entwickelten, mit deren Hilfe Wildverbiss simuliert werden kann. ELKIN et al. (2013) forschen generell über die Ökosystemleistungen in den europäischen Alpen unter dem Klimawandel, HE et al. (2004) entwickelten ein Modul zur Simulation von Waldbränden und der Brennstoffakkumulation für

das Modell LANDIS, LARSON et al. (2004) beschäftigen sich mit Wildtierhabitaten und ZURBRIGGEN et al. (2014) und MAROSCHEK et al. (2015) beschreiben die Wechselwirkungen zwischen Wald und Lawinen im Klimawandel. Praxisnahe und öffentlichkeitswirksame Wissenschaft zeigt beispielsweise auch das Projekt Interreg Alpine Space AlpEs (2018), welches allgemeine Informationen über Ökosystemleistungen und eine Kartierung acht wichtiger Ökosystemleistungen in den Alpen in den Applikationen WIKIAlps bzw. im AlpES WebGIS der Öffentlichkeit zur Verfügung stellt. Informationen dazu sind über folgenden Link abrufbar: „<http://www.alpine-space.eu/projects/alpes/en/infoservice/downloads>“. Diese Anwendungen könnten in Zukunft mit den simulierten Auswirkungen des Klimawandels auf die besagten Leistungen bereichert werden.

Eine Herausforderung wird die Simulation von wirtschaftlichen Aspekten der Zukunft, sprich wie heute bewirtschaftet werden muss, um zukünftiges Konsumverhalten und die Nachfrage in Bezug auf Produkte des Waldes sowie Ökosystemleistungen zu befriedigen. Dazu müssen Waldlandschaftsmodelle mit Populationsdynamiken, Landnutzungswandel, Konsumverhalten etc. verknüpft werden, was (zwingend) zu einer neuen Generation von „all-lands landscape models“ führen wird, also Modellen die landwirtschaftliche, urbane und rurale, bewaldete Landschaften zugleich abbilden (SHIFLEY et al. 2017). iLand ist auf einem guten Weg dahin. Neben dem Vorteil, dass das Modell in der Lage ist, komplexe alpine Waldlandschaften abzubilden, können auch mehrere Zusatzfunktionen wie die Simulation von biotischen und abiotischen Störungen (Wind, Feuer, Insekten, Wildverbiss) oder ein eigenes Management miteinbezogen werden (SEIDL und RAMMER 2017, RAMMER und SEIDL 2015). Diese Stärken und die Fähigkeit, Individuen räumlich explizit zu simulieren, bergen großes Potential in der Untersuchung von Ökosystemleistungen, wie beispielsweise der Schutzfunktion in den Bergwäldern, der Bereitstellung von Holz oder der Funktion der Wälder als Kohlenstoffspeicher unter derzeitigem und zukünftigem Klima.

MINA et al. (2016) konnten ganz unterschiedliche Einflüsse des Klimawandels auf die Ökosystemleistungen der europäischen Bergwälder feststellen, in Abhängigkeit von der Region, dem Standort und dem zukünftigen Klima. Sie unterstreichen daher die Notwendigkeit der zukünftigen Forschung auf lokaler Ebene. Mithilfe der Initialisierung und Evaluierung des Agenten- und Individuenbasierten Waldlandschaftsmodells iLand für das Stubaital können nun die möglichen Auswirkungen des Klimawandels auf einzelne Ökosystemleistungen lokal abgeschätzt werden. Es wird möglich Zusammenhänge und Wechselwirkungen zwischen den verschiedenen Agierenden und Einflussfaktoren im Stubaital zu beobachten. Die Arbeit stellt eine Grundlage für eventuelle nachfolgende Modellierungen von Bewirtschaftungsszenarios für die einzelnen Waldtypen dar sowie deren Verhalten im Hinblick auf die zunehmenden biotischen und abiotischen Störungen. Es kann überprüft werden, ob die Wälder die Auswirkungen des Klimawandels im Stubaital abschwächen können oder ob die negativen Auswirkungen überwiegen. Eine zentrale Aufgabe der Wissenschaft liegt darin, den Waldbewirtschaftenden mithilfe von Simulationsmodellen waldbauliche Handlungsempfehlungen für die Zukunft zu bieten. Ein erster Ansatz dafür liegt in der vorausschauenden Anpassung der Waldtypisierung an den Klimawandel, welche waldbauliche Konzepte für jeden Standort bietet. Eine erste Idee dazu wird in der Arbeit von KESSLER (2018) für die Fichten-Tannen-Buchen-Zone in Südtirol (Italien) beschrieben. Zusätzlich wird derzeit eine dynamische, sich an den Klimawandel anpassende Waldtypisierung für die Steiermark (FORSITE) ausgearbeitet, welche bewusst auf das Denkmodell der PNV verzichtet und stattdessen die Syn- und Autoökologie der Baumarten berücksichtigt (VACIK et al. 2019). Ein derartiger Ansatz einer dynamischen Waldtypisierung wäre auch für das Bundesland Tirol interessant, um seinen Waldbewirtschaftenden ein wertvolles Werkzeug für den nachhaltigen Erhalt der Vitalität und der Resilienz der Bergwälder und den damit zusammenhängenden Ökosystemleistungen zur Verfügung zu stellen. Die Baumartenzusammensetzung beeinflusst nämlich die Sensitivität eines Waldbestandes gegenüber dem sich verändernden Klima und dem sich ebenfalls verändernden Störungsregime. Somit fördert eine entsprechende Waldbewirtschaftung, welche eine hohe

Diversität an geeigneten Baumarten und Altersstrukturen sowie kürzere Umtriebszeiten anstrebt, die Resilienz der Landschaft im Klimawandel (SEIDL et al. 2011, SILVA PEDRO et al. 2015). Weiters werden die Förderung von klimatoleranten Baumarten bei den Pflegemaßnahmen (z. B. Laubholz, Tanne) genannt, rechtzeitige und konsequente Pflegeeingriffe, um die Vitalität der Einzelbäume zu erhöhen und die Schaffung angepasster Wildbestände, um die Erfolgchancen der Maßnahmen zu erhöhen (BROSINGER und TRETTER 2007). Keine Einzelstrategie löst alle Probleme, daher sollten mehrere Strategien zugleich angewandt werden bzw. von Fall zu Fall zwischen den Strategien variiert werden (MILLAR et al. 2007). Welche Strategien und Baumarten für das Stubaital geeignet wären, kann nun aufbauend auf diese Masterarbeit mithilfe des Modells iLand ermittelt werden. Es gibt bereits erste Untersuchungen von KRISMER (2018) über die Reaktionen der typischen Baumarten im Stubaital auf Trockenjahre. Dort hängt das Wachstum der Bäume stärker von artspezifischen Reaktionen auf das Klima ab, als von standortspezifischen Unterschieden. Aufgrund der hohen Niederschläge im Stubaital scheint die Fichte unter Berücksichtigung angepasster waldbaulicher Aktivitäten wie beispielsweise der Beimischung anderer Arten zur Verbesserung der Bodenverhältnisse, auch unter sich ändernden klimatischen Bedingungen eine geeignete Art zu bleiben. Weiters könnte die Tanne verstärkt gefördert werden, und die Fichte als sog. „Brotbaumart“ teilweise ersetzen, da sie auf vielen Standorten eine größere Trockentoleranz aufweist. Die Lärche zeigte hingegen geringere Resilienz und Resistenz im Vergleich zur Fichte, obwohl sie eine standortstypische Baumart wäre und an wärmere Bedingungen angepasst sein sollte (KRISMER 2018). Aus diesen Erkenntnissen können eventuelle Schlüsse auf das Verhalten der Baumarten im Klimawandel gezogen werden. Konkreter wäre die Überprüfung dieser Verhaltensweisen je Baumart auf den unterschiedlichen Standorten anhand von Simulationen des nun initialisierten und evaluierten Waldlandschaftsmodells iLand. Daraus könnten neue konkrete Entscheidungshilfen zur optimalen, an den Klimawandel adaptierten Bewirtschaftung erstellt werden.

Vorausgreifend kann eine bereits auf die vorliegende Arbeit aufbauende Studie bestätigen, dass der Klimawandel stärkeren Einfluss auf die Bereitstellung von regulierenden Ökosystemleistungen nimmt als die Bewirtschaftung. Auch unbewirtschaftete Wälder sind effizient darin, den Wasserkreislauf zu regulieren, aber vor allem haben sie eine besonders positive Auswirkung auf das Klima und wirken der Erosion entgegen (SEIDL et al. 2019). Wenn die Bewirtschaftung nur darauf abzielt, die Ökosystemleistungen zu maximieren, kann dies jedoch ihrer stabilen Bereitstellung über die Zeit schaden (ALBRICH et al. 2018). In diesem Sinne ist es interessant, weiter daran zu forschen, inwiefern die Waldbewirtschaftung im Stubaital adaptiert werden muss, um die nachhaltige, stabile Bereitstellung der Ökosystemleistung zu unterstützen.

Die Erforschung der Wälder im Klimawandel ermöglicht eine bessere Einschätzung der Vor- und Nachteile des Klimawandels, der möglichen adaptiven Managementstrategien, der Erhöhung der Resilienz, der Entwicklung von biotischen und abiotischen Kalamitäten, der Multifunktionalität der Wälder, der Reaktion auf neuartige Schadorganismen etc. Aus diesem Grund ist es wichtig, die Forschung zur Ökosystemmodellierung voranzutreiben und damit einhergehend deren Evaluierung.

Die junge Forschergeneration muss für das Modellieren begeistert werden, der Dialog mit Praktikerinnen und Praktikern muss gesucht und gepflegt werden. Unumgänglich ist ebenfalls die Verknüpfung der empirischen Ökosystemforschung und des Modellierens. Empirische Forschung und im Speziellen die Feldforschung liefern Datengrundlagen für das Modellieren und vermitteln grundlegende Vorgänge eines Ökosystems, welche essentiell für die Modellentwicklung und Interpretation von Prognosen sind (SEIDL 2017).

Simulationsmodelle sind in der Lage, Hypothesen zu bestätigen und dadurch bereits vermutetes oder teilweise bestehendes Wissen zu untermauern. Sie können Unstimmigkeiten in anderen Modellen ans Licht bringen oder zur Erforschung von „was ist, wenn...“-Fragen beitragen. Modelle können aufzeigen, welche Aspekte des Systems noch intensiver erforscht

werden müssen, wo und welche empirischen Daten noch fehlen. Sprich, sie sind vor allem dazu da, uns die Richtung für zukünftige Forschung zu weisen (ORESKEs et al. 1994).

Durch die stetige Modellevaluierung werden die Modelle ständig verbessert. Die Forschenden lernen, worin die Stärken, aber auch worin die Limitierungen eines Modells liegen. Mit jeder Anpassung werden auf diese Weise die Unsicherheiten in den Vorhersagen kleiner und das Vertrauen der Nutzenden größer. Auf diese Weise kann die Wissenschaft einen wertvollen Beitrag dazu leisten, Politik und Bevölkerung über die aktuellen und zukünftigen Umweltproblematiken zu informieren und Lösungsvorschläge zu entwickeln.

„...But I've learned you are never too small to make a difference.

...

I care about climate justice and the living planet.

...

We can't solve a crisis without treating it as a crisis. We need to keep the fossil fuels in the ground, and we need to focus on equity. And if solutions within the system are so impossible to find, maybe we should change the system itself.

...

Our biosphere is being sacrificed so that rich people in countries like mine can live in luxury. It is the sufferings of the many which pay for the luxuries of the few.

...

We have run out of excuses and we are running out of time.

...

The real power belongs to the people.“

- . Greta Thunberg, Klimagipfel 2018 in Kattowitz

8. Danksagung

Da diese Arbeit einige Lebensabschnitte mit mir verlegt hat, gibt es viele Menschen, auf die ich getroffen bin, die mich stets unterstützt und in meinem Tun bekräftigt haben. Ihnen möchte ich von Herzen danken.

Um nur einige beim Namen zu nennen, möchte ich mich zu aller erst bei meinem Betreuer Assoc. Prof. DI. Dr. Rupert Seidl bedanken, welcher mir mit dieser Arbeit einen Einblick in das große Thema der Ökosystemmodellierung ermöglicht hat. Danke, dass mir stets so viel Geduld und Unterstützung entgegengebracht wurde. Danke für das Verständnis, als sich durch die Rückkehr nach Südtirol und den Eintritt in die Arbeitswelt alles in die Länge zog. Zusätzlich möchte ich besonders M.Sc. Katharina Albrich bedanken, welche mir stets mit Rat und Tat zur Seite stand, auch wenn sie selber immer genug um die Ohren hatte. Auch DI Dr. Werner Rammer war mir eine große Hilfe bei der anfänglichen Handhabung mit iLand und R. Ein Dankeschön gilt auch dem LFD Tirol, welcher die Bestandesdaten zur Verfügung stellte.

Weiters möchte ich mich bei Dr. PD Tasser Erich bedanken, welcher mich auf dieses Thema aufmerksam machte und mir ebenfalls stets Unterstützung anbot. Durch ihn und Dr. Univ.-Prof. Tappeiner Ulrike konnte ich ein Monat lang Einblick in die spannende Arbeitswelt von Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftlern der Europäischen Akademie Bozen (EURAC Research) nehmen und einige neue Freundschaften knüpfen. Auch dafür möchte ich mich herzlich bedanken.

Durch den Einstieg in die Arbeitswelt hat sich die Fertigstellung der Masterarbeit etwas verzögert, trotzdem waren sehr schöne Erfahrungen dabei. Herzlichen Dank an alle meine Kolleginnen und Kollegen vom Forstwachenkurs und meine neuen Arbeitskollegen, die mich immer wieder anspornten und mir immer mal wieder freie Tage zur Verfügung stellten.

Gebührender Dank gilt auch Wolfgang, der mir bei QGis-Problemen mit Rat und Tat zur Seite stand.

Weiters möchte ich mich bei meinen Studienkollegen, insbesondere Stefan, Jakob und Michael, sowie meinen Mädels Sabine, Marion und Alexandra bedanken – für die schöne, einmalige und unvergessliche Zeit in Wien! Auch meinem Hannes möchte ich hiermit „Danke“ sagen, für all die Liebe, Unterstützung, und Geduld, die er mir entgegengebracht hat, und vor allem auch für die notwendige Ablenkung zwischendurch.

Schlussendlich gilt ein ganz besonderer Dank meiner Familie – meinen Eltern, meiner Schwester, die mir dieses Studium ermöglichten und mich bereits mein Leben lang in allem meinem Tun stets motivierten und unterstützten. Danke für alles!

9. Literaturverzeichnis

- ALBER, K., ALLAMANDOLA, M. A., BALBI, S., BAUSCH, T., BENATI, A., BONZANIGO, L., CETARA, L., CHAIX, C., CLIVAZ, C., COLSON, A., CREMER, I., DISSEGNA, M., DOCTOR, M., DUTTO, E., ELMI, M., FOSSON, J. P., FRIGO, B., FURLANI, R., GALLÉE, H., GARBELLINI, L., GESSNER, S., GIUPPONI, C., HERNTREI, M., KOLBECK, F., LUTHE, T., MACCHIAVELLI, A., MATASCI, C., MIGNONE, N., MORETTO, D., MUTI, S., PASQUETTAZ, C., PASUTTO, I., PETERS, M., PEYRACHE-GADEAU, V., PIPAN, P., POZZI, A., ROSSET, T., RUTTER, S., SCHEIBEL, C., SCHUCKERT, M., SIEGRIST, D., STROBL, A., URBANC, M., VENUTA, M. L., WYSS, R. (2011): Projekt: "ClimAlpTour – Climate Change and its Impact on Tourism in the Alpine Space": 105-107. Verfügbar unter: https://w3-mediapool.hm.edu/mediapool/media/fk14/fk14_lokal/diefakultt_1/forschungundprojekte/climalptour/ClimAlpTour-final_report_EN.pdf. Zuletzt abgerufen am 16.06.2018.
- ALBRICH, K. (2016): Effects of forest management on the provisioning of ecosystem services under climate change in a mountain forest landscape. Masterarbeit am Institut für Waldbau der Universität für Bodenkultur, Wien: 5-35.
- ALBRICH, K., RAMMER, W., THOM, D., SEIDL, R. (2018): Trade-offs between temporal stability and level of forest ecosystem services provisioning under climate change. *Ecological Applications*, 28 (7): 1884–1896. DOI: 10.1002/eap.1785
- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG, ABTEILUNG FORSTPLANUNG [Hrsg.] (2016): Waldtypisierung Tirol – Teil 3: Waldtypenkatalog: 5-425. Verfügbar unter: https://www.tirol.gv.at/fileadmin/themen/umwelt/wald/schutzwald/bilder/Waldtypisierung/Teil3_Waldtypenkatalog.pdf. Zuletzt abgerufen am 04.10.2017.
- ASSMANN, E. (1961): Waldertragskunde. Organische Produktion, Struktur, Zuwachs und Ertrag von Waldbeständen. BLV-Vertragsgesellschaft, München, Bonn, Wien: 139, 162-167.
- AUER, I., BÖHM, R., JURKOVIC, A., LIPA, W., ORLIK, A., POTZMANN, R., SCHÖNER, W., UNGERSBÖCK, M., MATULLA, C., BRIFFA, K., JONES, P., EFTHYMIADIS, D., BRUNETTI, M., NANNI, T., MAUGERI, M., MERCALLI, L., MESTRE, O., MOISSELIN, J. M., BEGERT, M., MÜLLER-WESTERMEIER, G., KVETON, V., BOCHNICEK, O., STASTNY, P., LAPIN, M., SZALAI, S., SZENTIMREY, T., CEGNAR, T., DOLINAR, M., GAJIK-CAPKA, M., ZANINOVIK, K., MAJSTOROVIC, Z. NIEPLOVA, E. (2007): HISTALP—historical instrumental climatological surface time series of the Greater Alpine Region. *International Journal of Climatology*, 27: 17-46. DOI: 10.1002/joc.1377
- BADECK, F.-W., LISCHKE, H., BUGMANN, H., HICKLER, T., HÖNNINGER, K., LASCH, P., LEXER, M. J., MOUILLOT, F., SCHABER, J., SMITH, B. (2001): Tree species composition in pristine European forests: Comparison of stand data to model predictions. *Climatic Change*, 51: 307–347. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1012577612155>
- BATTAGLIA, M., SANDS, P. J. (1998): Process-based forest productivity models and their application in forest management. *Forest Ecology and Management*, 102 (1): 13-32. DOI: 10.1016/S0378-1127(97)00112-6
- BATTAGLIA, M., SANDS, P. J., CANDY, S. G. (1999): Hybrid growth model to predict height and volume growth in young *Eucalyptus globulus* plantations. *Forest Ecology and Management*, 120 (1–3): 193-201. DOI: 10.1016/S0378-1127(98)00548-9

- BELLASSEN, V., LE MAIRE, G., GUIN, O., DHÔTE, J. F., CIAIS, P., VIOVY, N. (2011): Modelling forest management within a global vegetation model - Part 2: Model validation from a tree to a continental scale. *Ecological Modelling*, 222 (1): 57–75. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2010.08.038
- BERGER, U., HILDENBRANDT, H. (2000): A new approach to spatially explicit modelling of forest dynamics: spacing ageing and neighbourhood competition of mangrove trees. *Ecological Modelling*, 132: 287-302. DOI: 10.1016/S0304-3800(00)00298-2
- BOHN, U., GOLLUB, G., HETTWER, C., NEUHÄUSLOVÁ, Z., RAUS, T., SCHLÜTER, H., WEBER, H. (2004): Karte der natürlichen Vegetation Europa / Map of the Natural Vegetation of Europe Maßstab / Scale 1:2.500.000. Bundesamt für Naturschutz / Federal Agency for Nature Conservation. Zitiert nach: HERRERAS GADEA, A. (2016): Validation of PICUS across Europe. Masterarbeit am Institut für Waldbau, Universität für Bodenkultur Wien: 24-31, 55-61, 93. Verfügbar unter: <http://epub.boku.ac.at/obvbokhs/download/pdf/1936079?originalFilename=true> Zuletzt abgerufen am: 31.05.2019.
- BOLTE, A. (2013): Umweltgerechte Waldnutzung im Diskurs. Aus der Sicht der Forstwissenschaft - Resilienz und Klimawandel. *AfZ-Der Wald*, Nr 17: 28-30 Verfügbar unter: https://www.researchgate.net/profile/Andreas_Bolte/publication/260244424_Umweltgerechte_Waldnutzung_im_Diskurs_-_Resilienz_und_Klimawandel/links/00b7d53047c1e62912000000.pdf Zuletzt abgerufen am 27.05.2019
- BOTKIN, D. B., JANAK, J. F., WALLIS J. R. (1972): Some Ecological Consequences of a Computer Model of Forest Growth. *Journal of Ecology*, 60 (3): 849-872. DOI: 10.2307/2258570
- BOTKIN, D. B. (1993): *Forest Dynamics: An Ecological Model*. Oxford University Press, New York: 140 S. ISBN-10: 0-19-506555-7
- BROSINGER, F., TRETTER, S. (2007): Waldbau im Zeichen des Klimawandels. *LWF aktuell* 60: 21-23. Verfügbar unter: https://www.waldwissen.net/waldwirtschaft/waldbau/umbau/lwf_waldbau_klimawandel/index_DE Zuletzt abgerufen am 16.06.2019.
- BRUNETTI, M., LENTNI, G., MAUGERI, M., NANNI, T., AUER, I., BÖHM, R., SCHÖNER, W. (2009): Climate variability and change in the Greater Alpine Region over the last two centuries based on multi-variable analysis. *International Journal of Climatology*, 29: 2197–2225. DOI: 10.1002/joc.1857
- BU, R., HE, H. S., HU, Y., CHANG, Y., LARSEN, D. R. (2008): Using the LANDIS model to evaluate forest harvesting and planting strategies under possible warming climates in northeastern China. *Forest Ecology and Management*, 254 (3): 407–419. DOI: 10.1016/j.foreco.2007.09.080
- BUGMANN, H. K. M. (1996): A Simplified Forest Model to Study Species Composition Along Climate Gradients. *Ecology*, 77 (7): 2055-2074. DOI: 10.2307/2265700
- BUGMANN, H. (2001): A Review of Forest Gap Models. *Climatic Change*, 51 (3–4): 259–305. DOI: 10.1023/A:1012525626267
- BUTLER, P. R., IVERSON, L., THOMPSON, F. R. III, BRANDT, L., HANDLER, S., JANOWIAK, M., SHANNON, P. D., SWANSTON, C., KARRIKER, K., BARTIG, J., CONNOLLY, S., DIJAK, W. D.,

- BEARER, S., BLATT, S., BRANDON, A., BYERS, E., COON, C., CULBRETH, T., DALY, J., DORSEY, W., EDE, D., EULER, C., GILLIES, N., HIX, D. M., JOHNSON, C., LYTE, L., MATTHEWS, S., MC CARTHY, D., MINNEY, D., MURPHY, D., O' DEA, C., ORWAN, R., PETERS, M., PRASAD, A., RANDALL, C., REED, J., SANDENO, C., SCHULER, T., SNEDDON, L., STANLEY, B., STEELE, A., STOUT, S., SWATY, R., TEETS, J., TOMON, T., VANDERHORST, J., WHATLEY, J., ZEGRE, N. (2015): Central Appalachians forest ecosystem vulnerability assessment and synthesis: a report from the Central Appalachians Climate Change Response Framework Project. U.S. Forest Service, Northern Research Station, General Technical Report NRS-146. Newtown Square, PA, USA: 1-322. DOI: 10.2737/NRS-GTR-146
- CARRER, M., NOLA, P., EDUARD, J. L., MOTTA, R., URBINATI, C. (2007): Regional variability of climate–growth relationships in *Pinus cembra* high elevation forests in the Alps. *Journal of Ecology*, 95: 1072–1083. DOI: 10.1111/j.1365-2745.2007.01281.x
- CERNUSCA, A., TAPPEINER, U., BAYFIELD, N. [HRSG.] (1999): Land-use Changes in European Mountain Ecosystems: ECOMONT - concepts and results. Europäische Akademie Bozen, Fachbereich Alpine Umwelt. Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin: 386 S. ISBN: 3-8263-3289-X
- CHIARUCCI, A., ARAÚJO, M.B., DECOCQ, G., BEIERKUHNLIN, C., FERNÁNDEZ-PALACIOS, J. M. (2010): The concept of potential natural vegetation: an epitaph? *Journal of Vegetation Science*, 21 (6): 1172-1178. DOI: 10.1111/j.1654-1103.2010.01218.x
- CLEVELAND, W. S. (1979): Robust Locally Weighted Regression and Smoothing Scatterplots. *Journal of the American Statistical Association*, 74 (368): 829-836. DOI: 10.1080/01621459.1979.10481038
- COHEN, J. (1992): Statistical Power Analysis. *Current Directions in Psychological Science*, 1 (3): 98–101. DOI: 10.1111/1467-8721.ep10768783
- COLLALTI, A., PERUGINI, L., SANTINI, M., CHITI, T., NOLÈ, A., MATTEUCCI, G., VALENTINI, R. (2014): A process-based model to simulate growth in forests with complex structure: Evaluation and use of 3D-CMCC Forest Ecosystem Model in a deciduous forest in Central Italy. *Ecological Modelling*, 272: 362-378. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2013.09.016
- CONSTABLE, J. V. H., FRIEND, A. L. (2000): Suitability of process-based tree growth models for addressing tree response to climate change. *Environmental Pollution*, 110: 47-59. DOI: 10.1016/S0269-7491(99)00289-4
- DE BRUIJN, A., GUSTAFSON, E. J., STURTEVANT, B. R., FOSTER, J. R., MIRANDA, B. R., LICHTI, N. I., JACOBS, D. F. (2014): Toward more robust projections of forest landscape dynamics under novel environmental conditions: Embedding PnET within LANDIS-II. *Ecological Modelling*, 287: 44-57. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2014.05.004
- DECKMYN, G., VERBEECK, H., OP DE BEECK, M., VANSTEENKISTE, D., STEPPE, K., CEULEMANS, R. (2008): ANAFORE: A stand-scale process-based forest model that includes wood tissue development and labile carbon storage in trees. *Ecological Modelling*, 215(4): 345-368. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2008.04.007
- DE JAGER, N. R., DROHAN, P. J., MIRANDA, B. M., STURTEVANT, B. R., STOUT, S. L., ROYO, A. A., GUSTAFSON, E. J., ROMANSKI, M. C. (2017): Simulating ungulate herbivory across forest landscapes: a browsing extension for LANDIS-II. *Ecological Modelling*, 350: 11–29. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2017.01.014

- DIRNBÖCK, T., ESSL, F., RABITSCH, W. (2011): Disproportional risk for habitat loss of high-altitude endemic species under climate change. *Global Change Biology*, 17 (2): 990-996. DOI:10.1111/j.1365-2486.2010.02266.x
- DITTMAR, C., ELLING, W. (1999): Jahrringbreite von Fichte und Buche in Abhängigkeit von Witterung und Höhenlage. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 118. Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin: 251-270. ISSN: 0015-8003, DOI: 10.1007/BF02768990
- DOBOR, L., HLASNY, T., RAMMER, W., BARKA, I., TROMBIK, J., PAVLENDÁ, P., SEBEN, V., STEPANEK, P., SEIDL, R. (2018): Climate change delays post-disturbance recovery of forest carbon in a temperate landscape. *Agricultural and Forest Meteorology*, 263: 308-322. DOI: 10.1016/j.agrformet.2018.08.028
- ELKIN, C., GUTIÉRREZ, A. G., LEUZINGER, S., MANUSCH, C., TEMPERLI, C., RASCHE, L., BUGMANN, H. (2013): A 2 ° C warmer world is not safe for ecosystem services in the European Alps. *Global Change Biology*, 19 (6): 1827–1840. DOI: 10.1111/gcb.12156
- ELLING, W., DITTMAR, C., PFAFFELMOSE, K., RÖTZER, T. (2009): Dendroecological assessment of the complex causes of decline and recovery of the growth of silver fir (*Abies alba* Mill.) in Southern Germany. *Forest Ecology and Management*, 257: 1175–1187. DOI: 10.1016/j.foreco.2008.10.014
- ENGLISCH, M. (1992): Österreichische Waldboden-Zustandsinventur Teil II: Standorts- und Bodenbeschreibung. *Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt*, 168: 39.
- ENGLISCH, M., KILIAN, W. [HRSG.] (1998): Anleitung zur Forstlichen Standortskartierung in Österreich. In Kooperation mit dem Österreichischen Forstverein. *FBVA-Berichte, Schriftenreihe der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien*, 104: 33, 94-97. ISSN: 1013-0713. Verfügbar unter: www.bfw.ac.at/webshop/index.php?controller=attachment&id_attachment=221. Zuletzt abgerufen am 09.11.2017.
- FISCHER, R., BOHN, F., DANTAS DE PAULA, M., DISLICH, C., GROENEVELD, J., GUTIÉRREZ, A. G., KAZMIERCZAK, M., KNAPP, N., LEHMANN, S., PAULICK, S., PÜTZ, S., RÖDIG, E., TAUBERT, F., KÖHLER, P., HUTH, A. (2016): Lessons learned from applying a forest gap model to understand ecosystem and carbon dynamics of complex tropical forests. *Ecological Modelling*, 326: 124-133. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2015.11.018
- FLIRI, F. (1975): Das Klima der Alpen im Raume von Tirol: mit 149 Tabellen im Text, 41 Tabellen und einem Stationsregister im Anhang. *Monographien zur Landeskunde Tirols, Folge 1*. Universitätsverlag Wagner, Innsbruck, München: 454 S. ISBN-10: 3-7030-0009-0
- FONTES, L., BONTEMPS, J.-D., BUGMANN, H., VAN OIJEN, M., GRACIA, C., KRAMER, K., LINDNER, M., RÖTZER, T., SKOVGAARD, J. P. (2010): Models for supporting forest management in a changing environment. *Forest Systems*, 19: 8-29. ISSN: 2171-5068
- FOSTER, A. C., SHUMAN, J. K., SHUGART, H. H., DWIRE, K. A., FORNWALT, P. J., SIBOLD, J., NEGRON, J. (2017): Validation and application of a forest gap model to the southern Rocky Mountains. *Ecological Modelling*, 351: 109–128. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2017.02.019
- FOWLER, H. J., EKSTRÖM, M. (2009): Multi-model ensemble estimates of climate change impacts on UK seasonal precipitation extremes. *International Journal of Climatology*, 29 (3): 385–416. DOI: 10.1002/joc.1827

- GARCIA, R. A., CABEZA, M., RAHBK, C., ARAÚJO, M. B. (2014): Multiple dimensions of climate change and their implications for biodiversity. *Science*, 344 (6183): 1247579-1 - 1247579-10. DOI: 10.1126/science.1247579
- GASSEBNER, H. (1986): Dissertationen der Universität für Bodenkultur in Wien; 29: Integrale Schutzwaldinventur in Neustift im Stubaital. VWGÖ, Wien: 6-19. ISBN-10: 3-85369-647-3
- GEMEINDE NEUSTIFT I. ST. [HRSG.] (2017): Zahlen und Fakten. Verfügbar unter: http://www.neustift.tirol.gv.at/Gemeindeamt/Wissenswertes/Zahlen_und_Fakten. Zuletzt abgerufen am 17.01.2017.
- GERTSEV, V. I., GERTSEVA, V. V. (2004): Classification of mathematical models in ecology. *Ecological Modelling*, 178 (3–4): 329-334. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2004.03.009
- GOBIET, A., KOTLARSKI, S., BENISTON, M., HEINRICH, G. (2014): 21st century climate change in the European Alps—A review. *Science of The Total Environment*, 493: 1138-1151. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.07.050
- GÖTZL, M., SCHWAIGER, E., SCHWARZL, B., SONDEREGGER, G. (2015): Ökosystemleistungen des Waldes – Erstellung eines Inventars für Österreich. Report: REP-0544. Umweltbundesamt GmbH, Wien: 23-41. Verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0544.pdf> Zuletzt abgerufen am 16.07.2019.
- GRIME, J. P. (2001): *Plant Strategies, Vegetation Processes, and Ecosystem Properties*. 2. Auflage, Wiley, Chichester: 1-417. ISBN-13: 978-0470850404.
- GRIMM, V., REVILLA, E., BERGER, U., JELTSCH, F., MOOIJ, W. M., RAILSBACK, S. F., THULKE, H.-H., WEINER, J., WIEGAND, T., DEANGELIS, D. L. (2005): Pattern-Oriented Modeling of Agent-Based Complex Systems: Lessons from Ecology. *Science*, 310 (5750): 987-991. DOI: 10.1126/science.1116681
- GUISAN, A., ZIMMERMANN, N. E., ELITH, J., GRAHAM, C. H., PHILLIPS, S., PETERSON, A. T. (2007): What matters for predicting the occurrences of trees: techniques, data or species' characteristics? *Ecological Monographs*, 77 (4): 615-630. DOI: 10.1890/06-1060.1
- GUSTAFSON, E. J, LUCASH, M., LIEM, J., JENNY, H., SCHELLER, R. M, BARRETT, K. (2016): Seeing the future impacts of climate change and forest management: a landscape visualization system for forest managers. U.S. Forest Service, Northern Research Station, Department of Agriculture, General Technical Report NRS-164. Newtown Square, PA, USA: 1-24. Verfügbar unter: <https://www.nrs.fs.fed.us/pubs/53235>. Zuletzt abgerufen am 25.08.2018.
- HADEN, T., KANN, A., WITTMANN, C., PISTOTNIK, G., BICA, B., GRUBER, C. (2011): The Integrated Nowcasting through Comprehensive Analysis (INCA) System and Its Validation over the Eastern Alpine Region. *Weather and Forecasting*, 26: 166-183. DOI: 10.1175/2010WAF2222451.1
- HASENAUER, H. (1994): Ein Einzelbaumwachstumssimulator für ungleichaltrige Fichten-Kiefern- und Buchen-Fichtenmischbestände. Forstliche Schriftenreihe der Universität für Bodenkultur Wien, Band 8: 1-152. Verleger: Österreichische Gesellschaft für Waldökosystemforschung und experimentelle Baumborschung, Wien. ISBN-10: 3-900865-07-8

- HÄYHÄ, T., FRANZESE, P. P., PALETTO, A., FATH, B. D. (2015): Assessing, valuing, and mapping ecosystem services in Alpine forests. *Ecosystem Services*, 14: 12-23. DOI: 10.1016/j.ecoser.2015.03.001
- HE, H. S., SHANG, Z. B., CROW, T. R., GUSTAFSON, E. J., SHIFLEY, S.R. (2004): Simulating forest fuel and fire risk dynamics across landscapes—LANDIS fuel module design. *Ecological Modelling*, 180 (1): 135–151. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2004.07.003
- HE, H. S. (2008): Forest landscape models: Definitions, characterization, and classification. *Forest Ecology and Management*, 254: 484-498. DOI: 10.1016/j.foreco.2007.08.022
- HE, H. S., YANG, J., SHIFLEY, S. R., THOMPSON, F. R. III (2011): Challenges of forest landscape modeling – Simulating large landscapes and validating results. *Landscape and Urban Planning*, 100: 400-402. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2011.02.019
- HERRERAS GADEA, A. (2016): Validation of PICUS across Europe. Masterarbeit am Institut für Waldbau, Universität für Bodenkultur Wien: 24-31, 55-61. Verfügbar unter: <http://epub.boku.ac.at/obvbkhs/download/pdf/1936079?originalFilename=true> Zuletzt abgerufen am: 31.05.2019. 55
- HERZBERGER, E. (1996): Standortseinflüsse auf die Bonität von Fichtenbeständen in Österreich. Eine Analyse mittels linearer Regressionen. In: NEUMANN, M. [Hrsg.] (1996): Österreichisches Waldschaden- Beobachtungssystem. Beiträge zum 4. WBS-Seminar in Wien am 23. November 1995. FBVA-Berichte, Schriftenreihe der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien, Nr. 93: 65-85. ISSN: 1013-0713
- HIEBL, J., FREI, C. (2016): Daily temperature grids for Austria since 1961 – concept, creation and applicability. *Theoretical and Applied Climatology*, 124: 161–178. DOI: 10.1007/s00704-015-1411-4
- HINCKLEY, T.M., SPRUGEL, D. G., BATISTA, J. L. F., BROOKS, J. R., BRUBAKER, L. B., COMPTON, J., ERICKSON, H. E., LITTLE, R. L., MAGUIRE, D. A., MCCARTER, J. B., MCKAY, S. J., PASS, D., PETERSON, D. W., REED, J. P., TACEY, W., WILKINSON, L. E., WHYTEMARE, A. (1996): Review and Analysis of JABOWA and related forest models and their use in climate change studies. Part II: Use of the JABOWA family of individual-tree based models for exploration of forest responses to global climate change. NCASI Technical Bulletin, No. 717: II 2. Verfügbar unter: https://www.researchgate.net/publication/243102877_Review_of_Gap_Models_NCASI. Zuletzt abgerufen am 16.06.2019.
- HOLZER, K. (1967): Das Wachstum des Baumes in seiner Anpassung an zunehmende Seehöhe. In: FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT WIEN [Hrsg.] (1967): Ökologie der alpinen Waldgrenze. Symposium, Innsbruck, 29-31. März 1966. Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt, Wien, 75/1967: 427-456. Verfügbar unter: http://www.zobodat.at/pdf/Mitteilungen-forstlichen-Bundes-Versuchsanstalt_75_1967_0427-0456.pdf. Zuletzt abgerufen am 14.12.2018.
- HAUKE, J., KOSSOWSKI, T. (2011): Comparison of values of Pearson's and Spearman's correlation coefficient on the same sets of data. *Quaestiones Geographicae*, 30 (2): 87–93. DOI: 10.2478/v10117-011-0021-1
- HOTTER, M., SIMON, A., VACIK, H. et al. (2013a): Waldtypisierung Tirol, Teil 1: Allgemein. Hrsg.: Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Forstplanung: 1, 15. Verfügbar unter: https://wwwstatic.tirol.gv.at/t3tirol/fileadmin/_migrated/content_uploads/teil1-allgemein.pdf. Zuletzt abgerufen am 08.11.2017.

- HOTTER, M., SIMON, A., VACIK, H. et al. (2013b) – Stand 2017: Waldtypisierung Tirol, Teil 2: Definitionen und Begriffe. Hrsg.: Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Forstplanung: 1-3. Verfügbar unter: https://wwwstatic.tirol.gv.at/t3tiro/fileadmin/_migrated/content_uploads/teil2-begriffe-definitionen.pdf. Zuletzt abgerufen am 08.11.2017.
- HOTTER, M., SIMON, A., VACIK, H. et al. (2015) – Stand 2017: Waldtypisierung Tirol, Teil 4: Wuchsgebietsbeschreibung – Wuchsgebiet 1.2. Hrsg.: Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Forstplanung: 2-16. Verfügbar unter: https://www.tirol.gv.at/fileadmin/themen/umwelt/wald/schutzwald/bilder/Waldtypisierung/Teil4_wuchsgebiet_12.pdf. Zuletzt abgerufen am 21.11.2017.
- HUNTER, I., SCHUCK, A. (2002): Increasing forest growth in Europe – possible causes and implications for sustainable forest management. *Plant Biosystems – An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology*, 136 (2): 133-141. DOI: 10.1080/11263500212331351039
- IBISCH, P. L. (2006): Klimawandel und Klimaschutz: Chancen, Gefahren und Handlungsoptionen für den Naturschutz im Wald. *Wald, Naturschutz und Klimawandel. Ein Workshop zur Zukunft des Naturschutzes im Wald vor dem Hintergrund des globalen Klimawandels. BfN-Skripten 185. Bundesamt für Naturschutz, Bonn: 71-81.* Verfügbar unter: https://cms.fh-egerswalde.de/_obj/CC04BE1A-9371-4868-B5476A5AD4140080/outline/ibisch06_KlimawandelKlimaschutzWaldnaturschutz.pdf Zuletzt abgerufen am 27.05.2019
- IRAUSCHEK, F., RAMMER, W., LEXER, M. J. (2017): Can current management maintain forest landscape multifunctionality in the Eastern Alps in Austria under climate change? *Regional Environmental Change*, 17 (1): 33–48. DOI: 10.1007/s10113-015-0908-9
- IVERSON, L. R., THOMPSON, F. R., MATTHEWS, S., PETERS, M., PRASAD, A., DIJAK, W. D., FRASER, J., WANG, W. J., HANBERRY, B., HE, H., JANOWIAK, M., BUTLER, P., BRANDT, L., SWANSTON, C. (2016). Multi-model comparison on the effects of climate change on tree species in the eastern U.S.: results from an enhanced niche model and process-based ecosystem and landscape models. *Landscape Ecology*, 32 (7): 1327–1346. DOI: 10.1007/s10980-016-0404-8
- JELTSCH, F., MOLONEY, K. A., SCHURR, F. M., KÖCHY, M., SCHWAGER, M. (2008): The state of plant population modelling in light of environmental change. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 9 (3–4): 171-189. DOI: 10.1016/j.ppees.2007.11.004
- JIN, W., HE, H. S., THOMPSON, F. R. III (2016): Are more complex physiological models of forest ecosystems better choices for plot and regional predictions? *Environmental Modelling & Software*, 75: 1-14. DOI: 10.1016/j.envsoft.2015.10.004
- JØRGENSEN, S. E. [HRSG.] (2016): *Ecological Model Types. Developments in Environmental Modelling*, 28, 1st Edition, Elsevier Science, Saint Louis: 1-278. ISBN-13: 9780444636232
- KESSLER, M. (2018): *Klimatische Charakterisierung der Fichten-Tannen-Buchen-Zone in Südtirol und waldbauliche Handlungsoptionen im Klimawandel. Masterarbeit am Institut für Waldbau, Universität für Bodenkultur, Wien: 117 S.*
- KILIAN, W., MÜLLER, F., STARLINGER, F. (1994): *Die forstlichen Wuchsgebiete Österreichs. Eine Naturraumgliederung nach waldökologischen Gesichtspunkten. Forstliche Bundesversuchsanstalt, Wien: 17–18. ISSN: 0374-9037. Verfügbar unter: https://bfw.ac.at/300/pdf/1027.pdf. Zuletzt abgerufen am 08.11.2017.*

- KLEMMT, H.-J., EWALD, J. (2012): Wachstumskundliche Unterschiede der Waldtypen in den Bayerischen Alpen. Inventurdaten untermauern die Aussagekraft der WINALP-Ergebnisse. In: SCHMIDT OLAF [Hrsg.] (2012): Forstliche Klimaforschung – den Wandel durchschauen. LWF aktuell – Magazin der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft im Zentrum Wald-Forst-Holz Weißenstephan, Ausgabe 87 vom 01.03.2012: 18-19. ISSN: 1435-4098
- KOLLER, S. (1963): Typisierung korrelativer Zusammenhänge. In: *Metrika* 6: 65–75. DOI: 10.1007/BF02613357
- KOLOBOV, A. N., FRISMAN, E. YA. (2018): Evaluate the initial spatial structure and heterogeneity of the composition for spruce and larch stands on real data self-thinning of even-aged stands. *Ecological Complexity*, 34: 89-99. DOI: 10.1016/j.ecocom.2017.09.005
- KORZUKHIN, M. D., TER-MIKAELIAN, M. T., WAGNER, R. G. (1996): Process versus empirical models: which approach for forest ecosystem management? *Canadian Journal of Forest Research*, 26 (5): 879–887. DOI: 10.1139/x26-096
- KOWARIK, I. (1987): Kritische Anmerkungen zum theoretischen Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation mit Anregungen zu einer zeitgemäßen Modifikation. *Tuexenia*, 7: 53-67. Verfügbar unter: <https://www.researchgate.net/publication/266375451/download>. Zuletzt abgerufen am 08.09.2018.
- KRISMER, H. (2018): Reaktion von Baumzuwächsen auf Trockenjahre in den Bergwäldern des Stubaitales. Masterarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien: 23-52.
- LANDSBERG, J. J., WARING, R. H. (1997): A generalised model of forest productivity using simplified concepts of radiation-use efficiency carbon balance and partitioning. *Forest Ecology and Management*, 95 (3): 209-228. DOI: 10.1016/S0378-1127(97)00026-14
- LANDSBERG, J. J., JOHNSON, K. H., ALBAUGH, T. J., ALLEN, H. L., MCKEAND, S. E. (2001): Applying 3-PG, a simple process-based model designed to produce practical results, to data from loblolly pine experiments. *Forest Science*, 47 (1): 43-51. DOI: 10.1093/forestscience/47.1.43
- LANDSBERG, J. (2003): Modelling forest ecosystems: state of the art, challenges, and future directions. *Canadian Journal of Forest Research*, 33 (3): 385–397. DOI: 10.1139/X02-129
- LANDSBERG, J. J.; WARING, R. H., COOPS, N. C. (2003): Performance of the forest productivity model 3-PG applied to a wide range of forest types. *Forest Ecology and Management*, 172 (2-3): 199-214. DOI: 10.1016/S0378-1127(01)00804-0
- LARSON, M. A., THOMPSON, F. R. III, MILLSPAUGH, J. J., DIJAK, W. D., SHIFFEY, S. R. (2004): Linking population viability, habitat suitability, and landscape simulation models for conservation planning. *Ecological Modelling*, 180 (1): 103–118. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2003.12.054
- LASCH, P., BADECK F.-W., SUCKOW, F., LINDNER, M., MOHR, P. (2005): Model-based analysis of management alternatives at stand and regional level in Brandenburg. *Forest Ecology and Management*, 207 (1–2): 59-74. DOI: 10.1016/j.foreco.2004.10.034
- LEITINGER, G., MEUSBURGER, K., RÜDISSER, J., TASSER, E., WALDE, J., HÖLLER, P. (2018): Spatial evaluation of snow gliding in the Alps. *CATENA*, 165: 567-575. DOI: 10.1016/j.catena.2018.03.001

- LEUSCHNER, C. (1997): Das Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation (PNV): Schwachstellen und Entwicklungsperspektiven. *Flora*, 192 (4): 379-391. DOI: 10.1016/S0367-2530(17)30809-5
- LEXER, M. J. (2001): Simulation der potentiellen natürlichen Vegetation für Österreichs Wälder. Vergleich von statischen und dynamischen Modellkonzepten. Forstliche Schriftenreihe Universität für Bodenkultur, Band 16, Österreichische Gesellschaft für Waldökosystemforschung und experimentelle Baumforschung, Universität für Bodenkultur Wien: 162. ISBN 3-900865-15-9
- LEXER, M. J., HÖNNINGER, K., SCHEIFINGER, H., MATULLA, C., KROMP-KOLB, H., SCHADAUER, K., STARLINGER, F., GROLL, N., ENGLISCH, M. (2002): The sensitivity of Austrian forests to scenarios of climatic change: a large-scale risk assessment based on a modified gap model and forest inventory data. *Forest Ecology and Management*, 162: 53–72. DOI: 10.1016/S0378-1127(02)00050-6
- LEXER, M. J., SEIDL, R. (2011): Der österreichische Wald im Klimawandel – Auswirkungen auf die Waldbewirtschaftung. *Ländlicher Raum* 1, Online-Fachzeitschrift des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Jahrgang 2007: 1-14. Verfügbar unter: https://www.accc.gv.at/pdf/Lexer_Seidl_pdf_END.pdf Zuletzt abgerufen am 26.05.2019.
- LINDNER, M., MAROSCHEK, M., NETHERER, S., KREMER, A., BARBATI, A., GARCIA-GONZALO, J., SEIDL, R., DELZON, S., CORONA, P., LEXER, M. J., MARCHETTI, M., KOLSTROM, M. (2010): Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 259: 698-709. DOI: 10.1016/j.foreco.2009.09.023
- LINDROTH, A., LAGERGREN, F., GRELE, A., KLEMEDTSSON, L., LANGVALL, O., WESLIEN, P., TUULIK, J. (2009): Storms can cause Europe wide reduction in forest carbon sink. *Global Change Biology*, 15: 346–355. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2008.01719.x
- LIU, J., DIETZ, T., CARPENTER, S. R., ALBERTI, M., FOLKE, C., MORAN, E., PELL, A. N., DEADMAN, P., KRATZ, T., LUBCHENKO, J., OSTROM, E., OUYANG, Z., PROVENCHER, W., REDMAN, C. L., SCHNEIDER, S. H., TAYLOR, W. W. (2007): Complexity of Coupled Human and Natural Systems. *Science*, 317 (5844): 513-1516. DOI: 10.1126/science.1144004
- LOEHLE, C., LEBLANC, D. (1996): Model-based assessments of climate change effects on forests: a critical review. *Ecological Modelling*, 90 (1): 1-31. DOI: 10.1016/0304-3800(96)83709-4
- LUO, X., HE, H. S., LIANG, Y., WU, Z. (2014): Evaluating simulated effects of succession, fire, and harvest for LANDIS PRO forest landscape model. *Ecological Modelling*, 297: 1-10. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2014.10.040
- MÄKINEN, H., NÖJD, P., KAHLE, H. P., NEUMANN, U., TVEITE, B., MIELIKÄINEN, K., RÖHLE, H., SPIECKER, H. (2002): Radial growth variation of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) across latitudinal and altitudinal gradients in central and northern Europe. *Forest Ecology and Management*, 171 (3): 243–259. DOI: 10.1016/S0378-1127(01)00786-1
- MARSCHALL, J. (1992): *Hilfstafeln für die Forsteinrichtung*. Ausgabe 5, Österreichischer Agrarverlag, Wien: 199 S. ISBN-10: 3-70401-147-9
- MAROSCHEK, M., RAMMER, W., LEXER, M. J. (2015): Using a novel assessment framework to evaluate protective functions and timber production in Austrian mountain forests under

- climate change. *Regional Environmental Change*, 15 (8): 1543-1555. DOI: 10.1007/s10113-014-0691-z
- MAYER, H. (1984): *Waldbau auf soziologisch-ökologischer Grundlage*. 3. Auflage, Fischer, Stuttgart: 513 S. ISBN-13: 978-3-437304-31-6
- MILLAR, C. I., STEPHENSON, M. L., STEPHENS, S. L. (2007): Climate change and forests of the future: Managing in the face of uncertainty. *Ecological Applications*, 17 (8): 2145–2151. DOI: 10.1890/06-1715.1
- MINA, M., BUGMANN, H., CORDONNIER, T., IRAUSCHEK, F., KLOPCIC, M., PARDOS, M., CAILLERET, M. (2016): Future ecosystem services from European mountain forests under climate change. *Journal of Applied Ecology*, 54 (2): 389-401. DOI: 10.1111/1365-2664.12772
- MONSERUD, R. A. (2003): Evaluating Forest Models in a Sustainable Forest Management Context. *Forest biometry, modelling and information sciences (FBMIS)*, 1: 35-47. ISSN: 1740-5955
- NEUMANN, M. (1993): Zuwachsuntersuchungen an Fichte in verschiedenen Seehöhenstufen im österreichischen Zentralalpenbereich. *Centralblatt für das gesamte Forstwesen*, 110 (4): 221-274.
- NEUWINGER, I. (1982): Bioelementversorgung, Wasserspeicherung und Erodierbarkeit gestörter Waldböden. *Allgemeine Forstzeitung*, 93/5, Wien. Zitiert nach: GASSEBNER, H. (1986): *Dissertationen der Universität für Bodenkultur in Wien*; 29: *Integrale Schutzwaldinventur in Neustift im Stubaital*. VWGÖ, Wien: 9-10. ISBN-10: 3-85369-647-3
- OBERHUBER, W., KOFLER, W. (2003): Effects of climate and slope aspect on radial growth of Cembran Pine (*Pinus cembra* L.) at the alpine timberline ecotone on Mt. Patscherkofel (Tyrol, Austria). *Centralblatt für das gesamte Forstwesen*, 120(1): 39–50. ISSN: 0379-5292
- ORESQUES, N., SHRADER-FRECHETTE, K., BELITZ, K. (1994): Verification, Validation, and Confirmation of Numerical Models in the Earth Sciences. *Science*, 263 (5147): 641-646. DOI: 10.1126/science.263.5147.641
- PAULSEN, J., WEBER, U. M., KÖRNER, C. (2000): Tree Growth near Treeline: Abrupt or Gradual Reduction with Altitude? *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 32 (1): 14-20. DOI: 10.1080/15230430.2000.1200333
- PENG, C. (2000): Quantitative methods. Understanding the role of forest simulation models in sustainable forest management. *Environmental Impact Assessment Review*, 20 (4): 481–501. DOI: 10.1016/S0195-9255(99)00044-X
- PENG, C., LIU, J., DANG, Q., APPS, M. J., JIANG, H. (2002): TRIPLEX: a generic hybrid model for predicting forest growth and carbon and nitrogen dynamics. *Ecological Modelling*, 153 (1–2): 109-130. DOI: 10.1016/S0304-3800(01)00505-1
- PERRY, G. L. W., ENRIGHT, N. J. (2006): Spatial modelling of vegetation change in dynamic landscapes: a review of methods and applications. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 30 (1): 47-72. DOI: 10.1191/0309133306pp469ra
- PITSCHMANN, H., REISIGL, H., SCHIECHTL, H. M., STERN, R. (1970): Karte der Aktuellen Vegetation von Tirol 1/100 000, I Teil: Blatt 6, Innsbruck-Stubaier Alpen. Documents pour la carte de la végétation des Alpes, 8: 7-34 Verfügbar unter: http://ecologie-alpine.ujf-grenoble.fr/articles/DCVA_1970__8__7_0.pdf Zuletzt abgerufen am 31.05.2019.

- POLLANSCHÜTZ, J. (1974): Formzahlfunktionen der Hauptbaumarten Österreichs. *Allgemeine Forstzeitung* 85: 341-343.
- PORTÉ, A., BARTELINK, H. H. (2002): Modelling mixed forest growth: A review of models for forest management. *Ecological Modelling*, 150 (1): 141-188. DOI: 10.1016/S0304-3800(01)00476-8
- PRETZSCH, H. (2016): Ertragstafel-Korrekturfaktoren für Umwelt- und Mischungseffekte. *AFZ-Der Wald* 187(14): 47-50. Verfügbar unter: http://www.waldwachstum.wzw.tum.de/fileadmin/publications/Pretzsch_Ertragstafel_u.Literaturverzeichnis.pdf Zuletzt abgerufen am 06.10.2019.
- PRETZSCH, H., GROTE, R., REINEKING, B., RÖTZER, TH., SEIFERT, ST. (2008): Models for Forest Ecosystem Management: A European Perspective. *Annals of Botany*, 101 (8): 1065-1087. DOI: 10.1093/aob/mcm246
- PRISLEY, S. P., MORTIMER, M. J. (2004): A synthesis of literature on evaluation of models for policy applications, with implications for forest carbon accounting. *Forest Ecology and Management*, 198 (1–3): 89-103. DOI: 10.1016/j.foreco.2004.03.038
- RAMMER, W., SEIDL, R. (2015): Coupling human and natural systems: Simulating adaptive management agents in dynamically changing forest landscapes. *Global Environmental Change*, 35: 475-485. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2015.10.003
- Rammer, W., Brauner, M., Ruprecht, H., Lexer, M. J. (2015): Evaluating the effects of forest management on rockfall protection and timber production at slope scale. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 30 (8): 1-25. DOI: 10.1080/02827581.2015.1046911
- RASCH, B., HOFMANN, W., FRIESE, M., NAUMANN, E. (2014): *Quantitative Methoden 2. Einführung in die Statistik für Psychologen und Sozialwissenschaftler*. Springer, Berlin, Heidelberg: 106-108. DOI: 10.1007/978-3-662-43548-9
- RASCHE, L., FAHSE, L., ZINGG, A., BUGMANN, H. (2011): Getting a virtual forester fit for the challenge of climatic change. *Journal of Applied Ecology*, 48: 1174–1186. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2011.02014.x
- REYNOLDS, J. F., BUGMANN, H., PITELKA, L. F. (2001): How much physiology is needed in forest gap models for simulating long-term vegetation response to global change? *Challenges, limitations and potentials. Climatic Change*, 51 (3-4): 541-557. DOI: 10.1023/A:1012551728510
- ROBINSON, A. P., EK, A. R. (2003): Description and validation of a hybrid model of forest growth and stand dynamics of the Great Lakes region. *Ecological Modelling*, 170 (1): 73-104. DOI: 10.1016/S0304-3800(03)00304-1
- ROGORA, M., FRATE, L., CARRANZA, M. L., FREPPAZ, M., STANISCI A., BERTANI, I., BOTTARIN, R., BRAMBILLA, A., CANULLO, R., CARBOGNANI, M., CERRATO, C., CHELLI, S., CREMONESE, E., CUTINI, M., DI MUSCIANO, M., ERSCHBAMER, B., GODONE, D., IOCCHI, M., ISABELLON, M., MAGNANI, A., MAZZOLA, L., MORRA DI CELLA, U., PAULI, H., PETEY, M., PETRICCIONE, B., PORRO, F., PSENNER, R., ROSSETTI, G., SCOTTI, A., SOMMARUGA, R., TAPPEINER, U., THEURILLAT, J.-P., TOMASELLI, M., VIGLIETTI, D., VITTOZ, P., WINKLER, M., MATTEUCCI, G. (2018): Assessment of climate change effects on mountain ecosystems through a cross-site analysis in the Alps and Apennines. *Science of The Total Environment*, 624: 1429-1442. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.12.155

- RÖHLE, H. (1996): Wachstumstrends in Fichten-, Buchen- und Eichenbeständen. DVFFB Neresheim Tagungsbericht: 13-23. Verfügbar unter: <http://www.waldwachstum.wzw.tum.de/fileadmin/publications/417.pdf> Zuletzt abgerufen am 06.10.2019.
- ROYSTON, P. (1982): An extension of Shapiro and Wilk's W test for normality to large samples. *Journal of the Royal Statistical Society, Series C, Applied Statistics*, 31 (2): 115–124. DOI: 10.2307/2347973
- SACHS, L., HEDDERICH, J. (2006): *Angewandte Statistik - Methodensammlung mit R*. 12. Auflage. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg: 87-91, 121, 491. DOI: 10.1007/978-3-540-32161-3 oder ISBN-13: 978-3-540-32160-6
- SAMHOURI, J. F., LEVIN, P. S., HARVEY, C. J. (2009): Quantitative Evaluation of marine ecosystem indicator performance using food web models. *Ecosystems*, 12 (8): 1283-1298. DOI: 10.1007/s10021-009-9286-9
- SCHELLER, R. M., DOMINGO, J. B., STURTEVANT, B. R., WILLIAMS, J. S., RUDY, A., GUSTAFSON, E. J., MLADENOFF, D. J. (2007): Design, development, and application of LANDIS-II. A spatial landscape simulation model with flexible temporal and spatial resolution. *Ecological Modelling*, 201 (3-4): 409–419. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2006.10.009
- SCHELLER, R. M., MLADENOFF, D. J. (2007): An ecological classification of forest landscape simulation models: tools and strategies for understanding broad-scale forested ecosystems. *Landscape Ecology*, 22 (4): 491–505. DOI: 10.1007/s10980-006-9048-4
- SCHELLER, R. M., VAN TUYL, S., CLARK, K. L., HOM, J., PUMA, I. (2011): Carbon Sequestration in the New Jersey Pine Barrens under different scenarios of fire management. *Ecosystems*, 14: 987-1004. DOI: 10.1007/s10021-011-9462-6
- SCHMID, S., ZINGG, A., BIBER, P., BUGMANN, H. (2006): Evaluation of the forest growth model SILVA along an elevational gradient in Switzerland. *European Journal of Forest Research*, 125 (1): 43–55. DOI: 10.1007/s10342-005-0076-4
- SCHUMACHER, S., BUGMANN, H. (2006): The relative importance of climatic effects, wildfire management for future forest landscape dynamics in the Swiss Alps. *Global Change Biology*, 12 (8): 1435-1450. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2006.01188.x
- SEELY, B., WELHAM, C., SCOULLAR, K. (2015): Application of a Hybrid Forest Growth Model to Evaluate Climate Change Impacts on Productivity, Nutrient Cycling and Mortality in a Montane Forest Ecosystem. *PLoS ONE*, 10 (8): 1-25. DOI: 10.1371/journal.pone.0135034
- SEIDL, R. (2004): Evaluation of a hybrid forest patch model. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien: 1-17, 45-48, 53-75.
- SEIDL, R. (2017): To Model or not to Model, That is no Longer the Question for Ecologists. *Ecosystems* 20 (2): 222–228. DOI: 10.1007/s10021-016-0068-x
- SEIDL, R., ALBRICH, K., ERB, K., FORMAYER, H., LEIDINGER, D., LEITINGER, G., TAPPEINER, U., TASSER, U., RAMMER, W. (2019): What drives the future supply of regulating ecosystem services in a mountain forest landscape? *Forest Ecology and Management*, 445: 37–47. DOI: 10.1016/j.foreco.2019.03.047

- SEIDL, R., LEXER, M. J., JÄGER, D., HÖNNINGER, K. (2005): Evaluating the accuracy and generality of a hybrid patch model. *Tree Physiology*, 25 (7): 939–951. DOI: 10.1093/treephys/25.7.939
- SEIDL, R., RAMMER, W., JÄGER, D., LEXER, M. J. (2008): Impact of bark beetle (*Ips typographus* L.) disturbance on timber production and carbon sequestration in different management strategies under climate change. *Forest Ecology and Management*, 256: 209–220. DOI: 10.1016/j.foreco.2008.04.002
- SEIDL, R., RAMMER, W. (2017): Climate change amplifies the interactions between wind and bark beetle disturbances in forest landscapes. *Landscape Ecology*, 32 (7): 1485–1498. DOI: 10.1007/s10980-016-0396-4
- SEIDL, R., RAMMER, W., BLENNOW, K. (2014a): Simulating wind disturbance impacts on forest landscapes: Tree-level heterogeneity matters. *Environmental Modelling & Software*, 51: 1–11. DOI: 10.1016/j.envsoft.2013.09.018.
- SEIDL, R., RAMMER, W., LEXER, M. J. (2009): Schätzung von Bodenmerkmalen und Modellparametern für die Waldökosystemsimulation auf Basis einer Großrauminventur. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, Nr. 180: 35-44. ISSN: 0002-5852
- SEIDL, R., RAMMER, W., LEXER, M. J. (2011): Adaptation options to reduce climate change vulnerability of sustainable forest management in the Austrian Alps. *Canadian Journal of Forest Research*, 41: 694–706. DOI: 10.1139/x10-235
- SEIDL, R., RAMMER, W., SCHELLER, R. M., SPIES, T. A. (2012a): An individual-based process model to simulate landscape-scale forest ecosystem dynamics. *Ecological Modelling*, 231: 87–100. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2012.02.015
- SEIDL, R., RAMMER, W., SPIES, T. A. (2014b): Disturbance legacies increase the resilience of forest ecosystem structure, composition, and functioning. *Ecological Applications*, 24 (8): 2063–2077. DOI:10.1890/14-0255.
- SEIDL, R., SPIES, T. A., RAMMER, W., STEEL, E. A., PABST, R. J., OLSEN, K. (2012b): Multi-scale Drivers of Spatial Variation in Old-Growth Forest Carbon Density Disentangled with Lidar and an Individual-Based Landscape Model. *Ecosystems*, 15: 1321–1335. DOI: 10.1007/s10021-012-9587-2.
- SEIDL, R., THOM, D., KAUTZ, M., MARTIN-BENITO, D., PELTONIEMI, M., VACCHIANO, G., WILD, J., ASCOLI, D., PETR, M., HONKANIEMI, J., LEXER, M. J., TROTSIUK, V., MAIROTA, P., SVOBODA, M., FABRIKA, M., NAGEL, T. A, REYER, C. P. O. (2017): Forest disturbances under climate change. *Nature Climate Change*, 7 (6): 395–402. DOI: 10.1038/nclimate3303
- SHIFLEY, S. R., RITTENHOUSE, C. D., MILLSPAUGH, J. J. (2009): Chapter 16 - Validation of Landscape-Scale Decision Support Models That Predict Vegetation and Wildlife Dynamics. *Models for Planning Wildlife Conservation in Large Landscapes*, Academic Press Burlington, MA, USA: 415-448. DOI: 10.1016/B978-0-12-373631-4.00016-2
- SHIFLEY, S. R., HE, H. S., LISCHKE, H., WANG, W. J., JIN, W., GUSTAFSON, E. J., THOMPSON, J. R., THOMPSON, F. R. III, DIJAK, W. D., YANG, J. (2017): The past and future of modeling forest dynamics: from growth and yield curves to forest landscape models. *Landscape Ecology*, 32: 1307–1325. DOI: 10.1007/s10980-017-0540-9

- SILVA PEDRO, M., RAMMER, W., SEIDL, R. (2015): Tree species diversity mitigates disturbance impacts on the forest carbon cycle. *Oecologia*, 177 (3): 619–630. DOI: 10.1007/s00442-014-3150-0
- SOARES, P., TOMÉ, M., SKOVSGAARD, J. P., VANCLAY, J. K. (1995): Evaluating a growth model for forest management using continuous forest inventory data. *Forest Ecology and Management*, 71: 251-265. DOI: 10.1016/0378-1127(94)06105-R
- SPIECKER, H., MIELIKÄINEN, K., KÖHL, M., SKOVSGAARD, J.P. (HRSG.) (1996): Growth trends in european forests - Studies from 12 Countries. European Forest Institute, Research Report 5, Springer-Verlag, Heidelberg: 372 S. ISBN-13: 978-3-642-61178-0
- STATISTIK AUSTRIA (s.a.) (A): Ein Blick auf die Gemeinde. 70334 - Neustift im Stubaital. Verfügbar unter: <http://www.statistik.at/blickgem/gemDetail.do?gemnr=70334>. Zuletzt abgerufen am 17.01.2017.
- STERBA, H. (2012): Biometrie I. Vorlesungsskriptum zur Vorlesung "Biometrie I" im Jahr 2012 an der Universität für Bodenkultur, Wien: 49-51.
- STERBA, H., MOSER, M., MONSERUD, R. A. (1995): Prognaus - Ein Waldwachstumsimulator für Rein- und Mischbestände. *Österreichische Forstzeitung*, 106 (5): 19-20. ISSN: 1012-4667
- TAPPEINER, U., TASSER, E., LEITINGER, G., TAPPEINER, G. (2006): Landnutzung in den Alpen: historische Entwicklung und zukünftige Szenarien. In: Psenner, R., Lackner, R. [Hrsg.]: *Die Alpen im Jahr 2020. Alpine Space - Man & Environment*, 1: 23-39. University Press, Innsbruck. ISBN-13: 978-3-902571-01-4
- TASSER, E., WALDE, J., TAPPEINER, U., TEUTSCH, A., NOGGLER, W. (2007): Land-use changes and natural reforestation in the Eastern Central Alps. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 118 (1-4): 115–129. DOI: 10.1016/j.agee.2006.05.004
- TASSER, E., LEITINGER, G., TAPPEINER, U. (2017): Climate change versus land-use change—What affects the mountain landscapes more? *Land Use Policy*, 60: 60–72. DOI: 10.1016/j.landusepol.2016.10.019
- TAYLOR, A. R., CHEN, H. Y. H., VAN DAMME, L. (2009): A Review of Forest Succession Models and Their Suitability for Forest Management Planning. *Forest Science*, 55 (1): 23-36. DOI: 10.1093/forestscience/55.1.23
- THODE, H. C., JR. (2002): Testing for normality. *Statistics: Textbooks and monographs*, 154. Marcel Dekker Inc., New York: 2-29. ISBN: 0-8247-9613-6
- THOM, D., RAMMER, W., DIRNBÖCK, T., MÜLLER, J., KOBLE, J., KATZENSTEINER, K., HELM, N., SEIDL, R. (2017): The impacts of climate change and disturbance on spatio-temporal trajectories of biodiversity in a temperate forest landscape. *Journal of Applied Ecology*, 541 (1): 28-38. DOI: doi.org/10.1111/1365-2664.12644
- THOM, D., RAMMER, W., GARSTENAUER, R., SEIDL, R. (2018): Legacies of past land use have a stronger effect on forest carbonexchange than future climate change in a temperate forest landscape. *Biogeosciences*, 15: 5699–5713. DOI:10.5194/bg-15-5699-2018
- THOMPSON, J. R., FOSTER, D. R., SCHELLER, R., KITTREDGE, D. (2011): The influence of land use and climate change on forest biomass and composition in Massachusetts, USA. *Ecological Applications*, 21 (7): 2425–2444. DOI: 10.1890/10-2383.1

- TOURISMUSVERBAND STUBAI TIROL (2017): Stubais Hauptort. Verfügbar unter: <https://www.stubai.at/stubaital/neustift/>. Zuletzt abgerufen am 17.01.2017.
- TRANQUILLINI, W. (1979): Physiological ecology of the alpine timberline: Tree existence in high altitudes with special reference to the European Alps. *Ecological Studies – Analysis and Synthesis*, 31. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg: 5-118. ISBN-13: 978-3-642-67109-8, DOI: 10.1007/978-3-642-67107-4
- TÜXEN, R. (1956): Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. *Angewandte Pflanzensoziologie*, Band 13. Stolzenau (Weser): Selbstverl. d. Bundesanst. für Vegetationskartierung: 5–42.
- VACIK, H., ENGLISCH, M., KLEBINDER, K., KLOSTERHUBER, R., FORMAYER, H., KATZENSTEINER, K., LEXER, M. J., KESSLER, M., DORFSTETTER, Y., WILHELMY, M., WINKLER, G. (2019): Waldtypisierung Steiermark – FORSITE. Erarbeitung der ökologischen Grundlagen für eine dynamische Waldtypisierung. Poster bzw. Tagungsbeitrag der Österreichische Forsttagung 2019 zum Thema „Wälder im Klimastress - Strategien für die Forst- und Holzwirtschaft“, Seckau bei Knittelfeld, Steiermark, 23.-24.05.2019. Verfügbar unter: <http://www.forstverein.at/de/oesterreichische-forsttagung-2019/> Zuletzt abgerufen am 07.07.2019.
- VANCLAY, J.K, SKOVSGAARD J.P. (1997): Evaluating forest growth models. *Ecological Modelling*, 98 (1): 1-12. DOI: 10.1016/S0304-3800(96)01932-1
- VOSPERNIK, S., NICOLUSSI, K., GROFF, J., PICHLER, T., SPIECKER, H. (2014): Waldwachstum und Klima der Fichte und Zirbe an Seehöhengradienten in Tirol. DVFFA - Sektion Ertragskunde, Beiträge zur Jahrestagung 2014: 160-165. Verfügbar unter: http://sektionertragskunde.fvabw.de/2014/Beitrag_19.pdf Zuletzt abgerufen am 14.12.2018.
- WALKER, J., SHARPE, P. J. H., PENRIDGE, L. K., WU, H. (1989): Ecological field theory: the concept and field tests. *Vegetatio*, 83: 81-95. DOI: 10.1007/BF00031682
- WANG, W. J., HE, H. S., SPETICH, M. A., SHIFLEY, S. R., THOMPSON, F. R. III, DIJAK, W. D., WANG, Q. (2014): A framework for evaluating forest landscape model predictions using empirical data and knowledge. *Environmental Modelling & Software*, 62: 230-239. DOI: 10.1016/j.envsoft.2014.09.003
- WARSAWSKI, L., FRIEND, A., OSTBERG, S., FRIELER, K., LUCHT, W., SCHAPHOFF, S., BEERLING, D., CADULE, P., CIAIS, P., CLARK, D. B., KAHANA, R., ITO, A., KERIBIN, R., KLEIDON, A., LOMAS, M., NISHINA, K., PAVLICK, R., RADEMACHER, T. T., BUECHNER, M., PIONTEK, F., SCHEWE, J., SERDECZNY, O., SCHELLNHUBER, H. J. (2013): A multi-model analysis of risk of ecosystem shifts under climate change. *Environmental Research Letters*, 8 (4): 1-10. DOI: 10.1088/1748-9326/8/4/044018
- WATERWORTH, R. M., RICHARDS, G. P., BRACK, C. L., EVANS, D. M. W. (2007): A generalised hybrid process-empirical model for predicting plantation forest growth. *Forest Ecology and Management*, 238 (1–3): 231-243. DOI: 10.1016/j.foreco.2006.10.014
- WINSBERG, E. (2010): *Science in the Age of Computer Simulation*. University of Chicago Press, Chicago und London: 28. ISBN-13: 978-0-2269-0204-3
- WU, H., SHARP, P. J., WALKER, J., PENRIDGE, L. K. (1985): Ecological field theory: a spatial analysis of resource interference among plants. *Ecological Modelling*, 29: 215-243. DOI: 10.1016/0304-3800(85)90054-7

- XU, C., GERTNER, G. Z., SCHELLER, R. M. (2009): Uncertainty in the response of a forest landscape to global climatic change. *Global Change Biology*, 15: 116-131. DOI: 10.1111/J.1365-2486.2008.01705.X
- YAUSSY, D. A. (2000): Comparison of an empirical forest growth and yield simulator and a forest gap simulator using actual 30-year growth from two even-aged forests in Kentucky. *Forest Ecology and Management*, 126 (3): 385-398. DOI: 10.1016/S0378-1127(99)00111-5
- YIN, Y., TANG, Q., WANG, L., LIU, X. (2016): Risk and contributing factors of ecosystem shifts over naturally vegetated land under climate change in China. *Scientific Reports*, 6: 1-11. DOI: 10.1038/srep2090
- ZANG, C. (2012): Wachstumsreaktion von Baumarten in temperierten Wäldern auf Sommertrockenheit: Erkenntnisse aus einem Jahrringnetzwerk. *Mitteilungen der Deutschen dendrologischen Gesellschaft*, 97:29-46. ISBN-13: 978-3-8001-8330-2
- ZURBRIGGEN, N., NABEL, J. E. M. S., TEICH, M., BEBI, P., LISCHKE, H. (2014): Explicit avalanche-forest feedback simulations improve the performance of a coupled avalanche-forest model. *Ecological Complexity*, 17: 56–66. DOI: 10.1016/j.ecocom.2013.09.002

10. Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Einteilung der forstlichen Simulationsmodelle mit einigen Eigenschaften. Abbildung verändert nach PENG (2000), S. 486.	10
Abb. 2:	Die wichtigsten physiologischen Prozesse und Maßstäbe der Darstellungen in iLand. Abbildung verändert nach SEIDL et al. (2012b), S. 1327.	18
Abb. 3:	Geografische Lage des Stubaitales in Österreich in Orange. Abbildung verändert nach STATISTIK AUSTRIA (2015). Verfügbar unter: http://www.politik-lexikon.at/wikiapp/serve_image/1434733091_politiklexikon_politische_bezirke_statistik-austria_1-1-2015.png Zuletzt abgerufen am: 27.09.2017.	21
Abb. 4:	Darstellung der Höhenlagen und Hangneigungen im Stubaital.	22
Abb. 5:	Bevölkerungsentwicklung im Stubaital. Eigene Erstellung nach Daten der STATISTIK AUSTRIA (S.A.): Ein Blick auf die Gemeinde. 70334 - Neustift im Stubaital; und: Ein Blick auf die Gemeinde. 70310 – Fulpmes. Verfügbar unter: http://www.statistik.at/blickgem/gemDetail.do?gemnr=70334 sowie http://www.statistik.at/blickgem/gemDetail.do?gemnr=70310 . Zuletzt abgerufen am 17.01.2017.	22
Abb. 6	Unveröffentlichtes Klimadiagramm der Gemeinde Neustift im Stubaital. Abbildung erstellt nach Daten der ZAMG von TASSER Erich, 2017	23
Abb. 7	Geologische Karte des südwestlichen Stubaitals im Maßstab 1:50.000. Abbildung verändert nach: MOSER, M. (2011), GEOFAST Karte Nr. 147 Axams, Zusammenstellung ausgewählter Archivunterlagen der Geologischen Bundesanstalt, Stand: 2011, Ausgabe: 2011/07. Verfügbar unter: https://opac.geologie.ac.at/wwwopacx/wwwopac.ashx?command=getcontent&server=images&value=147_M28.pdf . Zuletzt abgerufen am 13.10.2019.	24
Abb. 8	Darstellung der Höhenstufen im Stubaital. Quelle des Orthofotos (2015): Land Tirol (2019b) – data.gv.at ; Quelle Höhenstufen: Land Tirol, unveröffentlichtes Material.	26
Abb. 9	Karte mit den Waldtypen des Stubaitals, erstellt mit „ <i>tirisMaps 2.0</i> “ im Maßstab 1:80.000. Eigene Erstellung mithilfe von „ <i>tirisMaps 2.0</i> “, abrufbar unter: https://www.tirol.gv.at/sicherheit/geoinformation/kartendienste/ . Zuletzt abgerufen am 04.10.2017.	27
Abb. 10	Initialisierung und Evaluierung des Waldlandschaftsmodells iLand auf einen Blick.	29
Abb. 11	Grafische Darstellung der zusammengefassten 16 Hauptwaldtypen des Stubaitales. ALBRICH, K., unveröffentlichtes Material.	30
Abb. 12	Verteilung der Inventurpunkte im Stubaital. Quelle des Orthofotos (2015): Land Tirol (2019b) – data.gv.at	33
Abb. 13	Effektive Bodentiefe in Zentimetern. ALBRICH, K., unveröffentlichtes Material.	34

Abb. 14	Sand-, Schluff- und Tonanteile in Prozent. ALBRICH, K., unveröffentlichtes Material.	35
Abb. 15	Stickstoffmengen ($n_{\text{available}}$) in $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{Jahr}^{-1}$ vor (links) und nach der Anpassung durch ALBRICH (rechts). ALBRICH, K., unveröffentlichtes Material.	36
Abb. 16	Gesamtkohlenstoff (in $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) der unbelebten Substanzen: Stehendes und liegendes Totholz, Boden und Streu. ALBRICH, K., unveröffentlichtes Material.	37
Abb. 17	Mediane des historischen Klimas (1961-1990) für Temperatur, Niederschlag, Globalstrahlung und Wasserdampfdefizit. RAMMER, W., unveröffentlichtes Material.	38
Abb. 18	Darstellung der Oberfläche von iLand mit den 151 Reinbestandspartellen dargestellt auf der Ebene der Einzelbäume.	46
Abb. 19	Darstellung der Kronengröße und der verschiedenen Baumarten in iLand.	46
Abb. 20	Darstellung der Waldtypen des Stubaitales laut Waldtypisierung Tirol. Quelle des Orthofotos (2015): Land Tirol (2019b) – data.gv.at	49
Abb. 21	Die "aktuelle Waldvegetation" nach H. M. SCHIECHTL und R. STERN. Quelle der Datensätze und des Orthofotos (2015): Land Tirol (2019a und 2019b) – data.gv.at	49
Abb. 22	Vergleich der fünf Wiederholungsdurchläufe für Pattern 1 anhand des Vorrates (m^3) der 151 Testbestände im Alter von 120 Jahren.	52
Abb. 23	Simulierte Durchmesserverteilung zu Beginn der Simulation bzw. nach den ersten 10 Jahren (Bestandesalter von 60 Jahren).	54
Abb. 24	Simulierte Durchmesserverteilung zu Simulationsende (Bestandesalter von 120 Jahren).	55
Abb. 25	Vergleich der simulierten Mitteldurchmesser (cm) und der entsprechenden Ertragstafelwerte der drei Baumarten.	55
Abb. 26	Vergleich der simulierten Mittelhöhen (m) und der entsprechenden Ertragstafelwerte der drei Baumarten.	56
Abb. 27	Vergleich der simulierten Grundflächen ($\text{m}^2\cdot\text{ha}^{-1}$) und der entsprechenden Ertragstafelwerte der drei Baumarten.	56
Abb. 28	Boxplot-Diagramm über die Verteilung der Seehöhen (m) der 151 Testbestände.	57
Abb. 29	Die Verteilung der Anzahl der Testbestände je Baumart über die Höhenlage.	57
Abb. 30	Simulierte Mitteldurchmesser, Mittelhöhen, Grundflächen und Vorräte der Fichte und deren Referenzwerte aus den Ertragstafeln in Abhängigkeit der Meereshöhe.	58

Abb. 31	Simulierte Mittendurchmesser, Mittelhöhen, Grundflächen und Vorräte der Lärche und deren Referenzwerte aus den Ertragstafeln in Abhängigkeit der Meereshöhe.	58
Abb. 32	Simulierte Mittendurchmesser, Mittelhöhen, Grundflächen und Vorräte der Zirbe und deren Referenzwerte aus den Ertragstafeln in Abhängigkeit der Meereshöhe.	59
Abb. 33	Vergleich der simulierten Volumina ($m^3 \cdot ha^{-1}$) der drei Baumarten mit jenen aus der Ertragstafel.	60
Abb. 34	Vergleich der simulierten durchschnittlichen Gesamtwüchse im Alter 100 ($m^3 \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$) der drei Baumarten und deren Referenzwerte aus den Ertragstafeln.	60
Abb. 35	Simulierter durchschnittlicher Gesamtwuchs im Alter 100 (links) sowie simulierte Ertragsklassen im Alter 120 (rechts) (jeweils in $m^3 \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$) der Fichtenbestände und deren Referenzwerte aus den Ertragstafeln in Abhängigkeit der Seehöhe (m).	61
Abb. 36	Simulierter durchschnittlicher Gesamtwuchs im Alter 100 (links) sowie simulierte Ertragsklassen im Alter 120 (rechts) (jeweils in $m^3 \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$) der Lärchenbestände und deren Referenzwerte aus den Ertragstafeln in Abhängigkeit der Seehöhe (m).	62
Abb. 37	Simulierter durchschnittlicher Gesamtwuchs im Alter 100 (links) sowie simulierte Ertragsklassen im Alter 120 (rechts) (jeweils in $m^3 \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$) der Zirbenbestände und deren Referenzwerte aus den Ertragstafeln in Abhängigkeit der Seehöhe (m).	62
Abb. 38	Ein Vergleich der simulierten Ertragsklassen (dGz120) mit den Ertragsklassen aus den Ertragstafeln (dGz120) der drei Hauptbaumarten des Stubaitales: Fichte, Lärche und Zirbe.	63
Abb. 39	Die Ertragsklassen aus den Ertragstafeln als Referenz und die simulierten Ertragsklassen (jeweils dGz120) der drei Baumarten über die Seehöhe (m).	63
Abb. 40	Darstellung des durchschnittlichen Gesamtwuchses in $m^3 \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$. Abbildung verändert nach HERZBERGER 1996, S. 69 und SEIDL 2004, S. 54.	64
Abb. 41	Streudiagramm des simulierten (rot) durchschnittlichen Gesamtwuchses im Alter 100 ($m^3 \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$) und der entsprechenden Referenzwerte (grün) der 97 Fichtentestbestände im Stubaital mit der Seehöhe (m) als unabhängige Variable.	65
Abb. 42	Vergleich der linearen Regressionsgerade (Volllinie) mit der LOWESS-Regression (Strichlinie) der durchschnittlichen Zuwüchse der 97 Fichten-Testbestände über die Seehöhe.	66
Abb. 43	Vergleich der Ertragstafelwerte und der von iLand simulierten Mittelhöhen der Fichten im Stubaital (Alter 120 J.) mit 100-jährigen Fichtenbeständen in den Bayerischen Alpen. Abbildung verändert nach KLEMMT UND EWALD 2012, S. 18.	67

Abb. 44	Verlauf der Simulation mit der farbigen Darstellung je nach dominierender Baumart pro Bestand.	71
Abb. 45	Baumartenverteilung der häufigsten Baumarten im Simulationsjahr 1500 unabhängig von ihrer Dominanz.	72
Abb. 46	Grundflächenentwicklung des stehenden Bestandes (m ³) über die Dauer der Simulation.	73
Abb. 47	Vorratsentwicklung des stehenden Bestandes (m ³) über die Dauer der Simulation.	73
Abb. 48	Stammzahlentwicklung pro Hektar und Baumart über die Dauer der Simulation.	74
Abb. 49	ESC als Mittelwert der letzten 500 Jahre der Simulation, bemessen am Anteil der Baumart am Vorrat (linkes Kreisdiagramm) bzw. an der Grundfläche (Mitte) bzw. an der Stammzahl (rechtes Kreisdiagramm).	74
Abb. 50	ESC des letzten Simulationsjahres bemessen am Anteil der Baumart am Vorrat, beschränkt auf die räumlich explizit zuordenbaren <i>resource units</i> .	75
Abb. 51	Simulierte Baumartenzusammensetzung im Equilibrium (ESC) unter derzeitigem Klima, aufgeteilt auf die vier untersuchten Höhenstufen.	75
Abb. 52	Dominierende Baumarten je nach Jahresmitteltemperatur (° C) und jährlicher Niederschlagssumme (mm) im Talboden des Stubaitals und an der Baumgrenze.	78
Abb. 53	Laut der Waldtypisierung von Tirol verfügt das Stubaital über 53 verschiedene Waldtypen sowie einen Latschen-, Grünerlen-, Krummholzgürtel.	79
Abb. 54	Lage des Untersuchungsrasters mit den einzelnen Beständen.	79
Abb. 55	Darstellung der unterschiedlichen Datengrundlagen aufgeschlüsselt nach der Hauptbaumart je Bestand.	81
Abb. 56	Darstellung der unterschiedlichen Datengrundlagen aufgeschlüsselt nach der Hauptbaumart bzw. nach der Baumartenmischung je Bestand.	82
Abb. 57	Darstellung der Waldtypen laut Waldtypisierung und der simulierten Waldtypen, wobei sie oben links und rechts nach ihrer Standortgruppe aufgeschlüsselt werden und unten in Anlehnung an die Originalfarbgebung laut Kartendienst des Landes Tirol „ <i>tirisMaps 2.0</i> “ einzeln eingefärbt ersichtlich sind.	84
Abb. 58	Darstellung der "Aktuellen Waldvegetation" nach H. M. SCHIECHTL und R. STERN (LAND TIROL, 2019a).	85
Abb. 59	Vergleich der prozentuellen Abweichungen (e%) dieser Arbeit mit denen aus der Studie von SILVA PEDRO et al. (2015).	99
Abb. 60	Simulierte Waldgesellschaft, eingeteilt nach LEXER et al. (2002).	100
Abb. 61	Simulierte Waldgesellschaft.	101

11. Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Höhenstufen und die dazugehörenden Leitgesellschaften im Untersuchungsgebiet. Eigene Erstellung nach HOTTER et al. (2013a), S. 1.	25
Tab. 2:	Koeffizienten für die Berechnung der Formzahl nach POLLANSCHÜTZ (1974) (STERBA 2012).	31
Tab. 3:	Näherungswerte nach ASSMANN (1961, S. 139) für die Stammzahlabnahme in jungen, naturverjüngten Buchen-Beständen. Verfügbar unter: http://www.wsl.ch/forest/waldman/vorlesung/ww_tk42.ehtml Zuletzt abgerufen am: 01.07.2019.	32
Tab. 4:	In der vorliegenden Studie verwendete und mathematisch richtig gerundete Höhenstufengrenzen. Eigene Erstellung nach HOTTER et al. (2015), S. 12.	36
Tab. 5:	Auszug aus der Parametertabelle für die drei wichtigsten Baumarten im Stubaital, welche das Verhalten der Baumarten während der Simulationen festlegt.	41
Tab. 6	Zusammenfassung der Evaluierungskriterien (verändert nach TAYLOR et al. 2009, S. 25).	42
Tab. 7	Waldtypengruppen.	44
Tab. 8	Höhenkurven der drei Hauptbaumarten des Stubaitals.	45
Tab. 9	Codierung der Standort-/Waldtypen (HOTTER et al. 2013b, S. 34).	50
Tab. 10	Simulierte Ertragsklassen und Ertragsklassen aus den Ertragstafeln der drei untersuchten Baumarten: Höchste, niedrigste und mittlere Bonitäten mit deren Standartabweichung.	63
Tab. 11	Korrelationsanalyse aller Parameter des Musters „Baumwachstum“ anhand der Rangkorrelationskoeffizienten Spearman's Rho und deren Effektstärke in Anlehnung an die Interpretation nach COHEN (1992).	69
Tab. 12	Prozentuelle Abweichung (e%) zwischen den Ertragstafelwerten als Referenz und den simulierten Werten der Mittendurchmesser (cm) und Mittelhöhen (m) sowie deren Mittelwerte über alle Baumarten und einzeln pro Baumart.	69
Tab. 13	Prozentuelle Abweichung (e%) zwischen den Ertragstafelwerten als Referenz und den simulierten Werten der Grundflächen ($m^2 \cdot ha^{-1}$) und der Volumina ($m^3 \cdot ha^{-1}$) sowie deren Mittelwerte über alle Baumarten und einzeln pro Baumart.	70
Tab. 14	Prozentuelle Abweichung (e%) zwischen den Ertragstafelwerten als Referenz und den simulierten durchschnittlichen Gesamtzuwächsen im Alter 100 ($m^3 \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$) und Ertragsklassen im Alter 120 sowie deren Mittelwerte über alle Baumarten und einzeln pro Baumart.	70

Tab. 15	Vergleich der simulierten Baumartenzusammensetzung im Equilibrium (ESC) je nach Höhenstufe mit der Einschätzung von KILIAN et al. (1994) und dem semi-quantitativen Klassifizierungssystem von STARLINGER (unveröffentlicht, aus LEXER 2001, S. 162).	76
Tab.16	Anteil der Waldtypen an der Landschaft (in %), aufgeteilt auf die Ergebnisse der Waldtypisierung sowie die Ergebnisse der Simulation.	83
Tab. 17	Überblick auf der Landschaftsebene - Übereinstimmung (in %) zwischen den simulierten Waldtypen/Waldgesellschaften und den Waldtypen laut Waldtypisierung bzw. der aktuellen Version.	86
Tab. 18	Darstellung der prozentuellen Abweichungen (e%) iLands, sowie jenen der Vergleichsstudien von YAUSSY (2000), LANDSBERG et al. (2003) und SEIDL (2004).	91

12. Verzeichnis anderer Datenquellen

Shape-Dateien:

LAND TIROL, GRUPPE FORST, ABTEILUNG WALDSCHUTZ (2019a): Shapefiles der „Aktuellen Waldvegetation“ nach H. M. Schiechl, R., erstellt 1995. Verfügbar unter: <https://www.data.gv.at/katalog/dataset/af193b31-303e-4dfb-b90d-347ee8e8accb> . Zuletzt abgerufen am: 11.02.2019.

LAND TIROL, ABTEILUNG GEOINFORMATION (2019b): Current and historical orthoimagery of Tyrol. Verfügbar unter: <https://www.data.gv.at/katalog/dataset/35691b6c-9ed7-4517-b4b3-688b0569729a> . Zuletzt abgerufen am: 17.05.2019.

LAND TIROL (2017): Höhenstufen laut der Waldtypisierung Tirols. Unveröffentlichtes Material. (vgl. „tirisMaps 2.0“ → Themenbaum > Wald, Jagd > Waldstandorte > Höhenstufen. Details unter: <https://metadata.geoportal.at/tiris/catalog/search/resource/details.page?uuid={B035D4DD-DEAE-48D0-9B52-E1204563A52B}> } . Zuletzt abgerufen am: 13.10.2019.

13. Abkürzungen und Formelles

Abkürzung		Bedeutung
C	...	Kohlenstoff
° C	...	Grad Celsius
cm	...	Zentimeter
dGz bzw. dGz ₁₀₀	...	Durchschnittlicher Gesamtwuchs ($m^3 \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$) bzw. Durchschnittlicher Gesamtwuchs im Alter 100
dg	...	Mittendurchmesser (cm)
EKL bzw. EKL ₁₂₀	...	Ertragsklasse bzw. Ertragsklasse im Alter 120 ($m^3 \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$)
ESC	...	<i>Equilibrium species composition</i> , hier gleichbedeutend verwendet für PNV
ET	...	Ertragstafel
FG	...	Freiheitsgrade
G*ha ⁻¹	...	Grundfläche pro Hektar ($m^2 \cdot ha^{-1}$)
GWL	...	Gesamtwuchsleistung (m^3)
ha	...	Hektar
hL	...	Mittelhöhe (m)
hm	...	hochmontan
kg	...	Kilogramm
kPa	...	Kilopascal
Litter C	...	Kohlenstoff in der Streu
Litter N	...	Stickstoff in der Streu
mm	...	Millimeter
m	...	Meter
m ²	...	Quadratmeter
m ³	...	Kubikmeter
MJ	...	Megajoule
N	...	Stickstoff
n _{available}	...	Pflanzenverfügbarer Stickstoff
ÖWI	...	Österreichischen Waldinventur
PNV	...	Potentiell natürliche Vegetation
PNWG	...	Potentiell natürliche Waldgesellschaft
PNWV	...	Potentiell natürliche Waldvegetation
RU	...	Resurce Unit bzw. Bestand
SOMC	...	Soil organic matter carbon – Kohlenstoff in der organischen Bodensubstanz
SOMN	...	Soil organic matter nitrogen – Stickstoff in der organischen Bodensubstanz
tsa	...	tiefsubalpin
ü. d. M.	...	Höhe über dem Meeresspiegel
V*ha ⁻¹	...	Vorrat pro Hektar ($m^3 \cdot ha^{-1}$)
WBZI	...	Österreichischen Waldbodenzustandsinventur (SEIDL et al. 2009)
WSM	...	Österreichisches Waldschadensmonitoring
WZP	...	Winkelzählprobe

Aufgrund der Verwendung iLands für wissenschaftliche Arbeiten, welche sowohl in inländischen als auch ausländischen Fachzeitschriften publiziert werden, standen der Großteil der Daten in der englischen Schreibweise zur Verfügung. Dabei wird der Punkt als Trennzeichen zwischen Dezimalzahlen verwendet. Der Einfachheit halber wurde damit weitergearbeitet und diese Schreibweise für die Abbildungen und Tabellen übernommen. Im Text wurde auf die deutsche Variante des Trennzeichens, sprich das Komma, zurückgegriffen. Die Arbeit wurde auf eine geschlechtergerechte Sprache überprüft. Sollte trotzdem etwas übersehen worden sein, möchte ich darauf verweisen, dass weibliche und anderweitige Geschlechteridentitäten ausdrücklich mitgemeint werden.

Eine ausführliche Beschreibung der Input-Daten für das Klima und das Management, sowie die Initialisierung können dem ergänzenden Material im Anhang von SEIDL et al. (2019) entnommen werden. Jene Studie wurde mit großer Ähnlichkeit initialisiert und evaluiert.

14. Anhang

Anhang A: Bodendaten

Die Waldtypisierung diente als Grundlage für den Großteil der Bodendaten. Die folgende Abbildung soll als Beispiel dienen und mit roten Pfeilen jene Informationen kennzeichnen, welche für die vorliegende Arbeit verwendet wurden. Die Daten wurden zum Teil direkt aus den Graphiken entnommen oder anhand der untenstehenden Tabelle zu Gründigkeit, Skelettgehalt und Bodenart entschlüsselt. Wie bereits in Kapitel 3.4.2 beschrieben, wurden nur die Werte der Kernbereiche (in dunkelblau) berücksichtigt.

Alle Waldtypen werden in der Waldtypisierung, Teil 3 "Waldtypenkatalog" genau auf diese Art und Weise beschrieben. Bei folgendem Beispiel handelt es sich um Waldtyp „Fi9“ (AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG, ABTEILUNG FORSTPLANUNG [Hrsg.] 2016, S. 114 – 115).

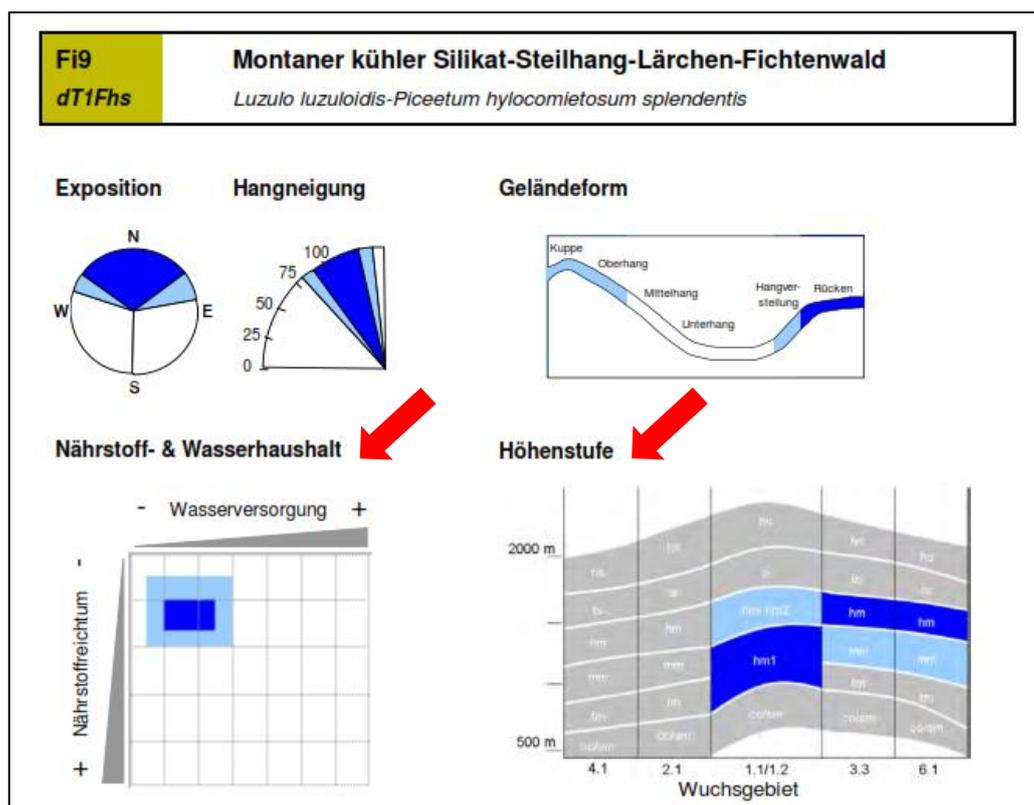


Abbildung A1: Waldtyp „Fi9“ (AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG, ABTEILUNG FORSTPLANUNG [HRSG.] 2016, S. 114 – 115).

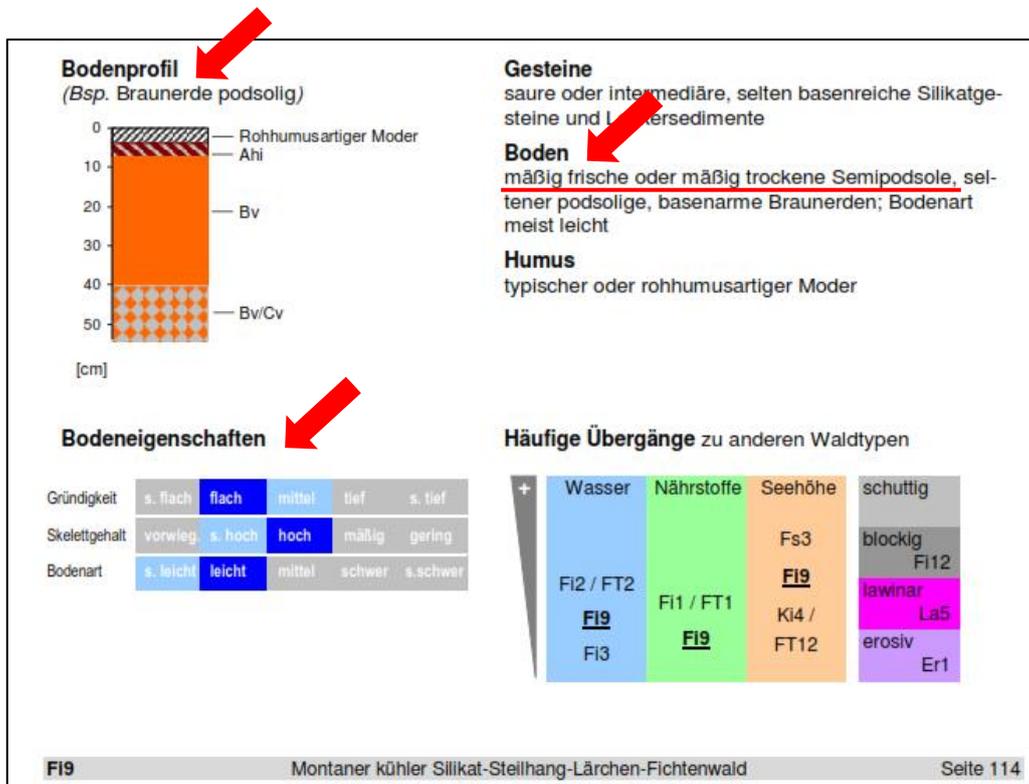


Abbildung A2: Waldtyp „Fi9“ (AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG, ABTEILUNG FORSTPLANUNG [HRSG.] 2016, S. 114 – 115).

Folgende Tabelle enthält die numerischen Werte für die Gründigkeit und den Skelettgehalt. Sie kann der Waldtypisierung, Teil 2 "Definitionen und Begriffe" (HOTTER et al. 2013b, S. 3) entnommen werden. Die Bodenart wurde mithilfe des Texturdreiecks von Österreich nach ENGLISH (1992, S. 39) in Sand-, Schluff- und Tonanteil aufgeschlüsselt.

Tabelle A3: Tabelle der Bodeneigenschaften (HOTTER et al. 2013b, S. 3).

Gründigkeit					
cm	0 - 14	15 - 30	31 - 60	61 - 120	121 -
Beschreibung	s. flach	flach	mittel	tief	s. tief
Skelettgehalt					
%	100 - 80	80 - 40	40 - 20	20 - 10	10 - 0
Beschreibung	vorwiegend	sehr hoch	hoch	mäßig	gering
Bodenart					
Schwereklassen	1.. (S, uS)	2.. (U, uL, IS)	3.. (IU, sL, tS)	4.. (L, sT, uL)	5.. (tL, IT, T)
Beschreibung	s. leicht	leicht	mittel	schwer	s. schwer

Tabelle A4: Verwendete Bodendaten für die Initialisierung iLands. Dargestellt werden die wichtigsten Daten pro Waldtyp mit angepassten Stickstoffwerten, deren Mittelwert und Standardabweichung.

WT	Höhenstufe	Sand (%)	Schluff (%)	Ton (%)	Effekt. Bodentiefe (cm)		n_available new (kg*ha ⁻¹ *Jahr ⁻¹)		SOMN (kg*ha ⁻¹ *Jahr ⁻¹)		LitterN (kg*ha ⁻¹ *Jahr ⁻¹)		SOMC (t*ha ⁻¹)		LitterC (t*ha ⁻¹)	
					\bar{x}	σ	\bar{x}	σ	\bar{x}	σ	\bar{x}	σ	\bar{x}	σ	\bar{x}	σ
Fi1	hm	45	37.5	17.5	62.7	4.1	75.0	5.5	3.3	0.3	0.1	0.0	97.2	18.6	7.2	3.4
Fi2	hm	45	37.5	17.5	31.5	2.1	62.2	4.1	3.2	0.2	0.1	0.1	142.3	9.1	11.4	4.8
Fi3	hm	45	37.5	17.5	24.4	2.8	70.7	1.9	3.1	0.1	0.1	0.0	110.8	3.6	7.6	3.6
Fi4	hm	45	37.5	17.5	19.1	1.7	71.0	2.0	3.1	0.1	0.1	0.0	111.2	3.8	8.1	3.8
Fi8	hm	45	37.5	17.5	31.8	1.9	58.3	0.0	4.1	0.0	0.1	0.0	163.9	0.0	10.0	0.0
Fi9	hm	22.5	55	22.5	15.7	1.0	65.4	5.1	3.3	0.1	0.1	0.1	133.0	17.1	9.3	4.6
Fi23	hm	45	37.5	17.5	17.9	1.1	69.1	13.7	3.8	0.3	0.1	0.1	103.0	33.8	8.8	4.6
Fs1	ts	45	37.5	17.5	24.4	2.9	62.7	6.2	3.0	0.1	0.1	0.1	142.3	5.1	11.3	4.8
Fs2	ts	45	37.5	17.5	52.9	6.4	57.4	1.0	2.9	0.1	0.1	0.0	142.9	3.3	9.1	3.3
Fs3	ts	45	37.5	17.5	31.6	1.9	62.2	5.7	3.0	0.2	0.1	0.1	137.0	10.9	11.0	4.1
Fs4	ts	45	37.5	17.5	31.8	1.9	57.4	1.8	2.9	0.2	0.1	0.0	142.6	6.3	9.5	3.8
FT1	hm	45	37.5	17.5	31.7	2.0	81.3	4.5	3.7	0.3	0.1	0.0	73.0	4.6	5.8	1.7
FT2	hm	45	37.5	17.5	35.4	2.2	62.4	3.7	3.2	0.2	0.1	0.1	141.9	8.3	11.4	4.8
La5	hs	45	37.5	17.5	15.8	0.9	60.2	6.7	2.7	0.4	0.2	0.1	130.9	19.0	12.0	5.1
Zi1	hs	22.5	55	22.5	26.1	3.7	59.9	6.9	2.7	0.4	0.1	0.1	129.9	20.7	11.7	4.7
Zi4	hs	45	37.5	17.5	34.9	3.6	59.0	3.8	3.0	0.2	0.1	0.0	140.5	8.5	9.2	2.8

Anhang B: Kartenwerk „Aktuelle Waldvegetation“

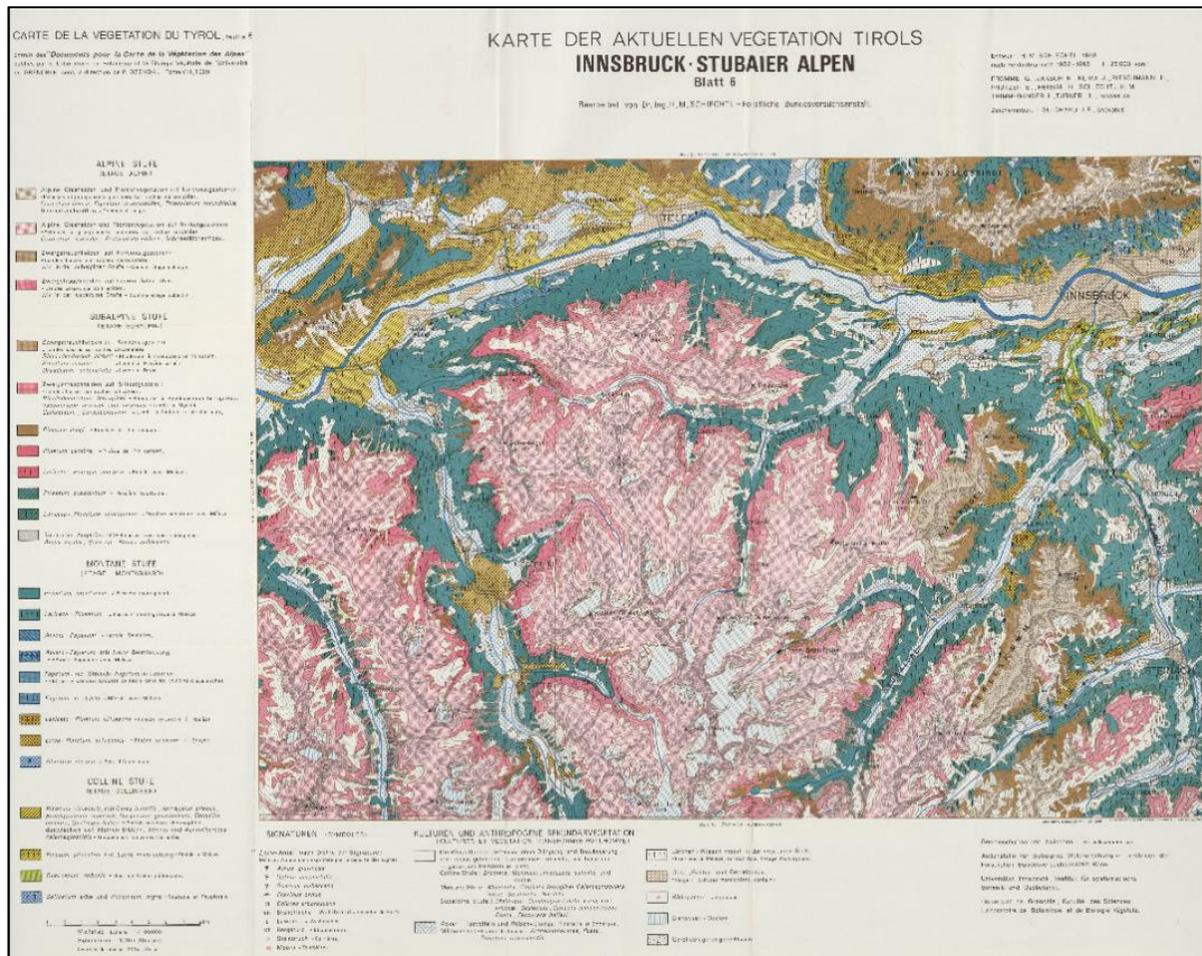


Abbildung B1: Vermutlicher Ursprung der hier verwendeten „Aktuellen Waldvegetation“ nach SCHIECHTL, H. M. und STERN, R.: „Aktuelle Vegetation Tirols“, Teil 1: Blatt 6, Innsbruck-Stubaier Alpen (Mstb. 1:100.000). Das Kartenwerk mit Beschreibung entstand aus detaillierten Feldaufnahmen (1:25.000) von Schiechtl (Morphologie und Vegetation), Stern (Geologie), Prutzer (Klimatologie), Pitschmann und Reisigl (Text) im Jahr 1953. Abrufbar unter folgenden Links: http://ecologie-alpine.ujf-grenoble.fr/pdfc/DCVA_1970_8_7_0-c1.pdf (Karte) und http://ecologie-alpine.ujf-grenoble.fr/articles/DCVA_1970_8_7_0.pdf (Beschreibung) (Stand 20.05.2019).

Anhang C: R-Code für die Zuteilung der Waldtypen

Die Zuteilung der Waldtypen erfolgte mithilfe der Definitionen und Beschreibungen aus der Waldtypisierung Tirols.

#Zuordnung der Waldtypen pro *resource unit* auf Basis des eigentlichen Waldtyps laut Waldtypisierung („w_OBJEKT“) und simulierter Waldgesellschaft („WG_neu“):

```
setwd("~/1 UNI/Simulationen_iLand/OUTPUTS_PNV_Pattern2/R_versuche")
```

```
library(readr)
```

```
PNV_Pattern2_Zuordnung_FINAL_2 <- read_delim("PNV_Pattern2_Zuordnung_FINAL_2.csv",  
      ";;", escape_double = FALSE, col_types = cols(A_AREA_HA = col_number(),  
      A_RU = col_number(), Id = col_number(),  
      RasterWert = col_number(), X = col_number(),  
      Y = col_number(), ru10000rid = col_number()),  
      trim_ws = TRUE)
```

```
wtvF <- PNV_Pattern2_Zuordnung_FINAL_2
```

#Bei der ifelse-Funktion können nur max. 50 „ifelse“ am Stück verarbeitet werden, daher teile ich meine Bedingungen auf zwei Sätze auf und verbinde sie am Ende

#Satz 1:

```
wtvF$waldtyp_neu_R_1 <- ifelse(wtvF$WG_neu == "Birkenwald" | wtvF$WG_neu == "Zitterpappelwald" | wtvF$WG_neu == "Birken-Gruenerlenwald" |  
wtvF$WG_neu == "Zitterpappel-Gruenerlenwald" | wtvF$WG_neu == "Zitterpappel-Birken-Gruenerlenwald" | wtvF$WG_neu == "Gruenerlenwald" |  
wtvF$WG_neu == "Zitterpappel-Birkenwald", "k",  
      ifelse(wtvF$WG_neu == "Birken-Zitterpappelwald" | wtvF$WG_neu == "Zitterpappel-Gruenerlen-Birkenwald" | wtvF$WG_neu ==  
"Gruenerlen-Zitterpappel-Birkenwald" | wtvF$WG_neu == "Birken-Zitterpappel-Gruenerlenwald" | wtvF$WG_neu == "Birken-Gruenerlen-Zitterpappelwald",  
"k",  
      ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Fi1" & wtvF$WG_neu == "Fichtenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fi1" & wtvF$WG_neu == "Fichten-  
Laerchenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fi1" & wtvF$WG_neu == "Fichten-Laerchen-Zirbenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fi1" & wtvF$WG_neu == "Fichten-  
Zirbenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fi1" & wtvF$WG_neu == "Fichten-Zirben-Laerchenwald", "Fi1",  
      ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Fi1" & wtvF$WG_neu == "Zirbenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fi1" & wtvF$WG_neu == "Zirben-  
Laerchenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fi1" & wtvF$WG_neu == "Zirben-Fichten-Laerchenwald", "Zi1",  
      ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Fi1" & wtvF$WG_neu == "Fichten-Tannenwald", "FT5",  
      ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Fi1" & wtvF$WG_neu == "Laerchenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fi1" & wtvF$WG_neu ==  
"Laerchen-Zirbenwald", "Fs10",
```

```

        ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Fi1" & wtvF$WG_neu == "Fichten-Buchenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fi1" &
wtvF$WG_neu == "Buchen-Fichten-Tannenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fi1" & wtvF$WG_neu == "Fichten-Buchen-Tannenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fi1" &
& wtvF$WG_neu == "Buchen-Tannen-Fichtenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fi1" & wtvF$WG_neu == "Buchen-Tannenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fi1" &
wtvF$WG_neu == "Buchen-Fichtenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fi1" & wtvF$WG_neu == "Fichten-Tannen-Buchenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fi1" &
wtvF$WG_neu == "Tannen-Fichten-Buchenwald", "FT10",
        ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Fi2" & wtvF$WG_neu == "Fichtenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fi2" &
wtvF$WG_neu == "Fichten-Laerchenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fi2" & wtvF$WG_neu == "Fichten-Zirbenwald", "FT10",
        ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Fi2" & wtvF$WG_neu == "Laerchenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fi2" &
wtvF$WG_neu == "Laerchen-Zirbenwald", "Fs10",
        ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Fi2" & wtvF$WG_neu == "Zirbenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fi2" &
wtvF$WG_neu == "Zirben-Laerchenwald", "Zi1",
        ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Fi2" & wtvF$WG_neu == "Buchen-Fichten-Tannenwald" |
wtvF$w_OBJEKT == "Fi2" & wtvF$WG_neu == "Fichten-Buchen-Tannenwald" |
wtvF$w_OBJEKT == "Fi2" & wtvF$WG_neu == "Buchen-Fichtenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fi2" & wtvF$WG_neu == "Fichten-Tannenwald", "FT2",
        ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Fi3" & wtvF$WG_neu == "Fichtenwald" | wtvF$w_OBJEKT ==
"Fi3" & wtvF$WG_neu == "Fichten-Laerchenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fi3" & wtvF$WG_neu == "Fichten-Zirbenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fi3" &
wtvF$WG_neu == "Fichten-Zirben-Laerchenwald", "Fi3",
        ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Fi3" & wtvF$WG_neu == "Fichten-Buchenwald" |
wtvF$w_OBJEKT == "Fi3" & wtvF$WG_neu == "Fichten-Buchen-Tannenwald" |
wtvF$w_OBJEKT == "Fi3" & wtvF$WG_neu == "Buchen-Tannenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fi3" & wtvF$WG_neu == "Buchen-Tannen-Fichtenwald" |
wtvF$w_OBJEKT == "Fi3" & wtvF$WG_neu == "Fichten-Tannen-Buchenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fi3" & wtvF$WG_neu == "Tannen-Buchen-
Fichtenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fi3" & wtvF$WG_neu == "Fichten-Tannenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fi3" & wtvF$WG_neu == "Buchen-Fichten-
Tannenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fi3" & wtvF$WG_neu == "Buchen-Fichtenwald", "FT2",
        ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Fi3" & wtvF$WG_neu == "Zirben-Laerchenwald", "Fs10",
        ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Fi4" & wtvF$WG_neu
=="Fichtenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fi4" & wtvF$WG_neu == "Fichten-Zirbenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fi4" & wtvF$WG_neu == "Fichten-Laerchenwald"
| wtvF$w_OBJEKT == "Fi4" & wtvF$WG_neu == "Fichten-Zirben-Laerchenwald", "Fi4",
        ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Fi4" & wtvF$WG_neu == "Buchen-Fichtenwald" |
wtvF$w_OBJEKT == "Fi4" & wtvF$WG_neu == "Fichten-Buchenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fi4" & wtvF$WG_neu == "Fichten-Buchen-
Tannenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fi4" & wtvF$WG_neu == "Fichten-Tannenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fi4" & wtvF$WG_neu == "Buchen-Fichten-
Tannenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fi4" & wtvF$WG_neu == "Fichten-Tannen-Buchenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fi4" & wtvF$WG_neu == "Fichten-
Tannenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fi4" & wtvF$WG_neu == "Buchen-Tannen-Fichtenwald", "FT2",
        ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Fi4" & wtvF$WG_neu == "Zirben-
Laerchenwald", "Zi3",
        ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Fi5" & wtvF$WG_neu == "Fichtenwald",
"Fi5",
        ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Fi6" & wtvF$WG_neu ==
"Fichtenwald", "Fi6",
        ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Fi6" & wtvF$WG_neu ==
"Fichten-Zirbenwald", "Fs8",

```

```

"Zirben-Laerchenwald", "Zi2",
== "Fichtenwald", "Fi7",
wtvF$WG_neu == "Fichten-Buchen-Tannenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fi7" & wtvF$WG_neu == "Fichten-Tannenwald", "FT9",
wtvF$WG_neu == "Fichtenwald", "Fi8",
wtvF$WG_neu == "Zirben-Laerchenwald", "Zi2",
& wtvF$WG_neu == "Fichten-Zirbenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fi7" & wtvF$WG_neu == "Fichten-Zirbenwald", "Fs7",
"Fi8" & wtvF$WG_neu == "Fichten-Tannenwald", "Fi23",
== "Fi8" & wtvF$WG_neu == "Buchen-Fichten-Tannenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fi8" & wtvF$WG_neu == "Buchen-Tannenwald", "FT9",
ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Fi9" & wtvF$WG_neu == "Fichtenwald", "Fi9",
ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Fi9" & wtvF$WG_neu == "Buchen-Fichten-Tannenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fi9" & wtvF$WG_neu == "Buchen-Fichtenwald" |
wtvF$w_OBJEKT == "Fi9" & wtvF$WG_neu == "Buchen-Tannen-Fichtenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fi9" & wtvF$WG_neu == "Fichten-Tannen-
Buchenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fi9" & wtvF$WG_neu == "Fichten-Buchen-Tannenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fi9" & wtvF$WG_neu == "Fichten-
Buchenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fi9" & wtvF$WG_neu == "Fichten-Tannenwald", "FT2",
ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Fi23" & wtvF$WG_neu == "Fichtenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fi23" & wtvF$WG_neu == "Fichten-Tannenwald", "Fi23",
ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Fi23" & wtvF$WG_neu == "Buchen-Fichten-Tannenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fi23" & wtvF$WG_neu == "Buchenwald" |
wtvF$w_OBJEKT == "Fi23" & wtvF$WG_neu == "Buchen-Tannenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fi23" & wtvF$WG_neu == "Fichten-Buchenwald" |
wtvF$w_OBJEKT == "Fi23" & wtvF$WG_neu == "Buchenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fi23" & wtvF$WG_neu == "Buchen-Fichtenwald", "FT16",
ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Fi23" & wtvF$WG_neu == "Zirben-Laerchenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fi23" & wtvF$WG_neu == "Laerchen-Zirbenwald",
"Zi2",
ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Fi23" & wtvF$WG_neu == "Fichten-Zirbenwald", "Fs8",
ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Fs1" & wtvF$WG_neu == "Laerchenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fs1" & wtvF$WG_neu == "Laerchen-Zirbenwald" |
wtvF$w_OBJEKT == "Fs1" & wtvF$WG_neu == "Laerchen-Zirben-Fichtenwald", "Fs10",
ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Fs1" & wtvF$WG_neu == "Zirben-Laerchenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fs1" & wtvF$WG_neu == "Zirben-Laerchen-
Fichtenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fs1" & wtvF$WG_neu == "Zirben-Fichten-Laerchenwald", "Zi1",
ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Fi6" & wtvF$WG_neu ==
ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Fi7" & wtvF$WG_neu
ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Fi7" &
ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Fi8" &
ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Fi8" &
ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Fi8"
ifelse(wtvF$w_OBJEKT ==
ifelse(wtvF$w_OBJEKT
ifelse(wtvF$w_OBJEKT

```

```

ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Fs1" & wtvF$WG_neu == "Fichtenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fs1" & wtvF$WG_neu == "Fichten-Laerchenwald" |
wtvF$w_OBJEKT == "Fs1" & wtvF$WG_neu == "Fichten-Zirbenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fs1" & wtvF$WG_neu == "Fichten-Laerchen-Zirbenwald" |
wtvF$w_OBJEKT == "Fs1" & wtvF$WG_neu == "Fichten-Zirben-Laerchenwald", "Fs1",

ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Fs2" & wtvF$WG_neu == "Laerchenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fs2" & wtvF$WG_neu == "Laerchen-Zirbenwald" |
wtvF$w_OBJEKT == "Fs2" & wtvF$WG_neu == "Laerchen-Zirben-Fichtenwald", "Fs10",

ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Fs2" & wtvF$WG_neu == "Zirbenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fs2" & wtvF$WG_neu == "Zirben-Laerchenwald" |
wtvF$w_OBJEKT == "Fs2" & wtvF$WG_neu == "Zirben-Laerchen-Fichtenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fs2" & wtvF$WG_neu == "Zirben-Fichten-
Laerchenwald", "Zi4",

ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Fs2" & wtvF$WG_neu == "Fichtenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fs2" & wtvF$WG_neu == "Fichten-Laerchenwald" |
wtvF$w_OBJEKT == "Fs2" & wtvF$WG_neu == "Fichten-Zirbenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fs2" & wtvF$WG_neu == "Fichten-Zirben-Laerchenwald", "Fs2",

ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Fs3" & wtvF$WG_neu == "Fichtenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fs3" & wtvF$WG_neu == "Fichten-Laerchenwald" |
wtvF$w_OBJEKT == "Fs3" & wtvF$WG_neu == "Fichten-Zirbenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fs3" & wtvF$WG_neu == "Fichten-Zirben-Laerchenwald" |
wtvF$w_OBJEKT == "Fs3" & wtvF$WG_neu == "Fichten-Laerchen-Zirbenwald", "Fs3",

ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Fs3" & wtvF$WG_neu == "Zirbenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fs3" & wtvF$WG_neu == "Zirben-Laerchenwald" | wtvF$w_OBJEKT
== "Fs3" & wtvF$WG_neu == "Zirben-Laerchen-Fichtenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fs3" & wtvF$WG_neu == "Zirben-Fichten-Laerchenwald" |
wtvF$w_OBJEKT == "Fs3" & wtvF$WG_neu == "Laerchen-Birkenwald", "La5",

ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Fs3" & wtvF$WG_neu == "Laerchenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fs3" & wtvF$WG_neu == "Laerchen-Zirbenwald" |
wtvF$w_OBJEKT == "Fs3" & wtvF$WG_neu == "Laerchen-Fichten-Zirbenwald", "La5",

ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Fs4" & wtvF$WG_neu == "Fichtenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fs4" & wtvF$WG_neu == "Fichten-Laerchenwald" |
wtvF$w_OBJEKT == "Fs4" & wtvF$WG_neu == "Fichten-Zirbenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fs4" & wtvF$WG_neu == "Fichten-Laerchen-
Zirbenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fs4" & wtvF$WG_neu == "Fichten-Zirben-Laerchenwald", "Fs4",

ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Fs4" & wtvF$WG_neu == "Zirbenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fs4" & wtvF$WG_neu == "Zirben-Laerchenwald" |
wtvF$w_OBJEKT == "Fs4" & wtvF$WG_neu == "Zirben-Fichten-Laerchenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fs4" & wtvF$WG_neu == "Zirben-Fichtenwald" |
wtvF$w_OBJEKT == "Fs4" & wtvF$WG_neu == "Zirben-Laerchen-Fichtenwald", "Zi3",

ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Fs4" & wtvF$WG_neu == "Laerchenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fs4" & wtvF$WG_neu == "Laerchen-Zirbenwald", "La9",

ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Fs4" & wtvF$WG_neu == "Kiefernwald", "Ki6", 0))))))))))))))))))))))))))))))))))))))))))))))))))))))))))))))))))))))))))

```

#Satz 2:

```
wtvF$waldtyp_neu_R_2 <- ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Fs5" & wtvF$WG_neu == "Fichtenwald", "Fs5",
  ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Fs5" & wtvF$WG_neu == "Zirben-Laerchenwald", "Zi6",
    ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Fs5" & wtvF$WG_neu == "Laerchen-Zirbenwald", "La1",
      ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Fs6" & wtvF$WG_neu == "Zirben-Laerchenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fs6" & wtvF$WG_neu ==
"Laerchen-Zirbenwald", "Zi2",
        ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Fs7" & wtvF$WG_neu == "Fichtenwald", "Fs7",
          ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Fs8" & wtvF$WG_neu == "Fichtenwald", "Fs8",
            ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Fs8" & wtvF$WG_neu == "Laerchen-Zirbenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fs8" &
wtvF$WG_neu == "Laerchenwald", "La2",
              ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Fs8" & wtvF$WG_neu == "Zirben-Laerchenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fs8" &
wtvF$WG_neu == "Zirbenwald", "Zi2",
                ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Fs10" & wtvF$WG_neu == "Fichtenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fs10" &
wtvF$WG_neu == "Fichten-Zirbenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fs10" & wtvF$WG_neu == "Laerchen-Zirbenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Fs10" &
wtvF$WG_neu == "Laerchenwald", "Fs10",
                  ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Fs10" & wtvF$WG_neu == "Zirben-Laerchenwald", "La6",
                    ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Zi1" & wtvF$WG_neu == "Zirben-Laerchenwald" | wtvF$w_OBJEKT
== "Zi1" & wtvF$WG_neu == "Laerchen-Zirbenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Zi1" & wtvF$WG_neu == "Laerchenwald", "Zi1",
                      ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Zi1" & wtvF$WG_neu == "Kiefernwald", "Ki7",
                        ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Zi2" & wtvF$WG_neu == "Laerchenwald" | wtvF$w_OBJEKT
== "Zi2" & wtvF$WG_neu == "Zitterpappel-Laerchenwald", "Zi2",
                          ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Zi3", "Zi3",
                            ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Zi4", "Zi4",
                              ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "La2" & wtvF$WG_neu == "Laerchenwald" |
wtvF$w_OBJEKT == "La2" & wtvF$WG_neu == "Laerchen-Zirbenwald", "La2",
                                ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "La3" & wtvF$WG_neu == "Buchen-Fichten-
Tannenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "La3" & wtvF$WG_neu == "Buchen-Tannen-Fichtenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "La3" & wtvF$WG_neu == "Fichten-
Buchen-Tannenwald", "FT10",
                                  ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "La5" & wtvF$WG_neu ==
"Laerchenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "La5" & wtvF$WG_neu == "Zirbenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "La5" & wtvF$WG_neu == "Zirben-Laerchenwald" |
wtvF$w_OBJEKT == "La5" & wtvF$WG_neu == "Laerchen-Zirbenwald", "La5",
                                      ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "La5" & wtvF$WG_neu == "Kiefern-
Zitterpappel-Birkenwald", "Ki7",
                                          ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "La6" & wtvF$WG_neu ==
"Laerchen-Zirbenwald", "La6",
                                              ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "Ki1" & wtvF$WG_neu ==
"Fichtenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "Ki2" & wtvF$WG_neu == "Fichtenwald", "Fi8",
                                                  ifelse(wtvF$w_OBJEKT == "FT1" &
wtvF$WG_neu == "Fichtenwald" | wtvF$w_OBJEKT == "FT1" & wtvF$WG_neu == "Fichten-Tannenwald", "FT1",
```

```

wtf$WG_neu == "Fichten-Zirben-Laerchenwald", "Fs17",
wtf$WG_neu == "Laerchen-Zirbenwald", "Fs10",
wtf$WG_neu == "Zirben-Laerchenwald" | wtf$OBJEKT == "FT1" & wtf$WG_neu == "Zirben-Fichten-Laerchenwald", "Zi1",
& wtf$WG_neu == "Buchen-Fichten-Tannenwald" | wtf$OBJEKT == "FT1" & wtf$WG_neu == "Fichten-Buchen-Tannenwald" | wtf$OBJEKT ==
"FT1" & wtf$WG_neu == "Buchenwald" | wtf$OBJEKT == "FT1" & wtf$WG_neu == "Fichten-Buchenwald" | wtf$OBJEKT == "FT1" &
wtf$WG_neu == "Buchen-Fichtenwald" | wtf$OBJEKT == "FT1" & wtf$WG_neu == "Buchen-Tannenwald" | wtf$OBJEKT == "FT1" &
wtf$WG_neu == "Buchen-Tannen-Fichtenwald", "FT2",
"FT2" & wtf$WG_neu == "Fichtenwald" | wtf$OBJEKT == "FT2" & wtf$WG_neu == "Fichten-Zirbenwald" | wtf$OBJEKT == "FT2" & wtf$WG_neu
== "Fichten-Buchenwald" | wtf$OBJEKT == "FT2" & wtf$WG_neu == "Buchenwald" | wtf$OBJEKT == "FT2" & wtf$WG_neu == "Buchen-Fichten-
Tannenwald" | wtf$OBJEKT == "FT2" & wtf$WG_neu == "Fichten-Buchen-Tannenwald" | wtf$OBJEKT == "FT2" & wtf$WG_neu == "Buchen-
Fichtenwald" | wtf$OBJEKT == "FT2" & wtf$WG_neu == "Buchen-Tannenwald" | wtf$OBJEKT == "FT2" & wtf$WG_neu == "Buchen-Tannen-
Fichtenwald" | wtf$OBJEKT == "FT2" & wtf$WG_neu == "Tannen-Buchen-Fichtenwald", "FT2",
== "FT2" & wtf$WG_neu == "Zirben-Laerchenwald", "Zi1",
ifelse(wtf$OBJEKT == "FT2" & wtf$WG_neu == "Laerchen-Zirbenwald", "Fs10",
ifelse(wtf$OBJEKT == "FT3" & wtf$WG_neu == "Fichtenwald" | wtf$OBJEKT == "FT3" & wtf$WG_neu == "Fichten-Tannenwald", "FT3",
ifelse(wtf$OBJEKT == "FT3" & wtf$WG_neu == "Buchen-Fichten-Tannenwald" | wtf$OBJEKT == "FT3" & wtf$WG_neu == "Buchen-
Fichtenwald", "FT6",
ifelse(wtf$OBJEKT == "FT3" & wtf$WG_neu == "Zirben-Laerchenwald", "Zi6",
ifelse(wtf$OBJEKT == "FT5" & wtf$WG_neu == "Fichtenwald", "FT5",
ifelse(wtf$OBJEKT == "FT5" & wtf$WG_neu == "Buchen-Fichten-Tannenwald" | wtf$OBJEKT == "FT5" & wtf$WG_neu == "Buchen-
Tannenwald" | wtf$OBJEKT == "FT5" & wtf$WG_neu == "Fichten-Buchen-Tannenwald" | wtf$OBJEKT == "FT5" & wtf$WG_neu == "Fichten-
Buchenwald", "FT6",
ifelse(wtf$OBJEKT == "FT6" & wtf$WG_neu == "Fichtenwald", "FT6", 0))))))))))))))))))))))))))))))))))))))))))))))

#Verbinden der beiden Sätze zu Einem: „waldtyp_neu“
wtf$waldtyp_neu <- ifelse(wtf$waldtyp_neu_R_2==0, wtf$waldtyp_neu_R_1, wtf$waldtyp_neu_R_2)
write.csv(wtf, "Waldtypenzuordnung_R_6.csv")

```

Anhang D: Simulationsergebnisse des Musters 1

Kruskal-Wallis-Test über die fünf Wiederholungsdurchläufe:

Tabelle D1: Vergleich der fünf Wiederholungsdurchläufe der Tests für Muster 1 (Baumwachstum) mithilfe des Kruskal-Wallis-Tests. H_0 : Es besteht kein signifikanter Unterschied zwischen den fünf Wiederholungsdurchläufen. Durch die Analyse konnte festgestellt werden, dass sich die fünf Wiederholungsruns nicht signifikant unterscheiden.

Konfidenzniveau in %	95
FG	4
Kritischer Wert	9,49

Parameter	Gruppe	Anzahl pro Gruppe:	Rangsumme	Getesteter Wert	Null-Hypothese
BHD (cm)	5	151	57093	0,009828307	bestätigt
	4	151	57292		
	3	151	56961		
	2	151	57070		
	1	151	56974		
Mittelhöhe (m)	5	151	57128	0,004640008	bestätigt
	4	151	57191		
	3	151	57016		
	2	151	57095		
	1	151	56960		
Grundfläche (m²)	5	151	57104	0,039897721	bestätigt
	4	151	57387		
	3	151	56987		
	2	151	56680		
	1	151	57232		
Vorrat (m³)	5	151	57113	0,015391416	bestätigt
	4	151	57316		
	3	151	56946		
	2	151	56895		
	1	151	57120		
GWL (m³)	5	151	57155	0,001329933	bestätigt
	4	151	57075		
	3	151	57059		
	2	151	57080		
	1	151	57021		

Ergebnisse:

Kalibrierung:

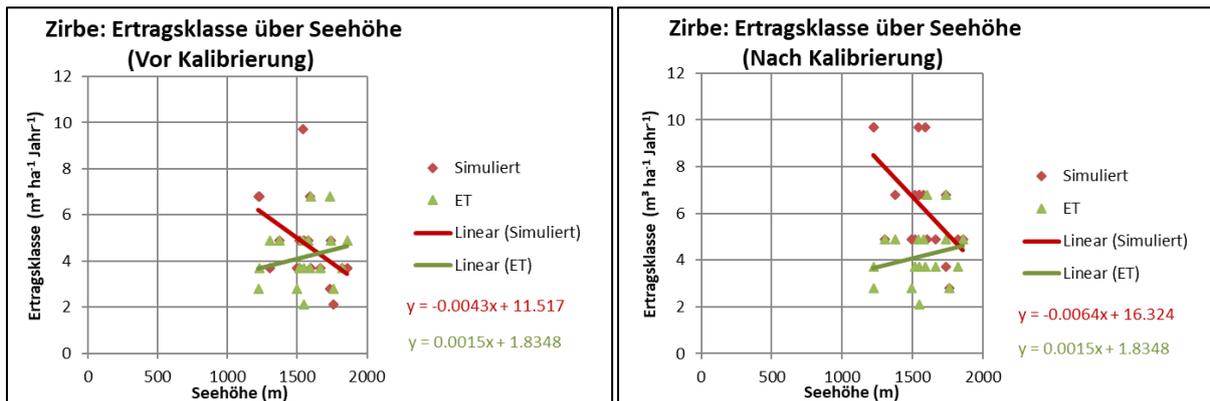


Abbildung D2: Vergleich der Bonitäten der Baumart Zirbe vor und nach der Kalibrierung des Modells iLand.

Korrelationsanalyse:

Tabelle D3: Analyse der Korrelation zwischen den simulierten Parametern und den entsprechenden Referenzwerten der Fichtenbestände sowohl zueinander (rechte Spalte) als auch zur Seehöhe (rechte Spalte) mithilfe des Rangkorrelationskoeffizienten nach Spearman.

Fichte: Parameter	Parameter über Seehöhe		Simuliert über Ertragstafel	
	Spearman's rho	Effektstärke	Spearman's rho	Effektstärke
Mittendurchmesser sim.	-0.013	schwach	0.045	schwach
Mittendurchmesser ET	-0.338	mittel		
Mittelhöhe sim.	-0.119	schwach	0.331	mittel
Mittelhöhe ET	-0.338	mittel		
Grundfläche sim.	0.035	schwach	-0.022	schwach
Grundfläche ET	-0.338	mittel		
Vorrat sim.	-0.030	schwach	0.134	schwach
Vorrat ET	-0.338	mittel		
dGz ₁₀₀ sim.	-0.100	schwach	0.313	mittel
dGz ₁₀₀ ET	-0.338	mittel		
EKL ₁₂₀ sim.	-0.085	schwach	0.283	mittel
EKL ₁₂₀ ET	-0.338	mittel		

Tabelle D4: Analyse der Korrelation zwischen den simulierten Parametern und den entsprechenden Referenzwerten der Lärchenbestände sowohl zueinander (rechte Spalte) als auch zur Seehöhe (rechte Spalte) mithilfe des Rangkorrelationskoeffizienten nach Spearman.

Lärche: Parameter	Parameter über Seehöhe		Simuliert über Ertragstafel	
	Spearman's rho	Effektstärke	Spearman's rho	Effektstärke
Mittendurchmesser sim.	0.024	schwach	0.282	mittel
Mittendurchmesser ET	-0.261	mittel		
Mittelhöhe sim.	-0.060	schwach	0.388	mittel
Mittelhöhe ET	-0.261	mittel		
Grundfläche sim.	0.232	mittel	-0.390	mittel
Grundfläche ET	-0.261	mittel		
Vorrat sim.	0.112	schwach	-0.139	schwach
Vorrat ET	-0.261	mittel		
dGz ₁₀₀ sim.	0.051	schwach	0.073	schwach
dGz ₁₀₀ ET	-0.261	mittel		
EKL ₁₂₀ sim.	0.106	schwach	-0.087	schwach
EKL ₁₂₀ ET	-0.261	mittel		

Tabelle D5: Analyse der Korrelation zwischen den simulierten Parametern und den entsprechenden Referenzwerten der Zirbenbestände sowohl zueinander (rechte Spalte) als auch zur Seehöhe (rechte Spalte) mithilfe des Rangkorrelationskoeffizienten nach Spearman.

Zirbe: Parameter	Parameter über Seehöhe		Simuliert über Ertragstafel	
	Spearman's rho	Effektstärke	Spearman's rho	Effektstärke
Mittendurchmesser sim.	-0.100	schwach	0.732	stark
Mittendurchmesser ET	0.230	mittel		
Mittelhöhe sim.	-0.233	mittel	0.525	stark
Mittelhöhe ET	0.230	mittel		
Grundfläche sim.	-0.512	stark	-0.361	mittel
Grundfläche ET	0.230	mittel		
Vorrat sim.	-0.372	mittel	-0.087	schwach
Vorrat ET	0.230	mittel		
dGz ₁₀₀ sim.	-0.402	stark	0.081	schwach
dGz ₁₀₀ ET	0.230	mittel		
EKL ₁₂₀ sim.	-0.496	stark	-0.135	schwach
EKL ₁₂₀ ET	0.230	mittel		

Anhang E: Simulationsergebnisse des Musters 2

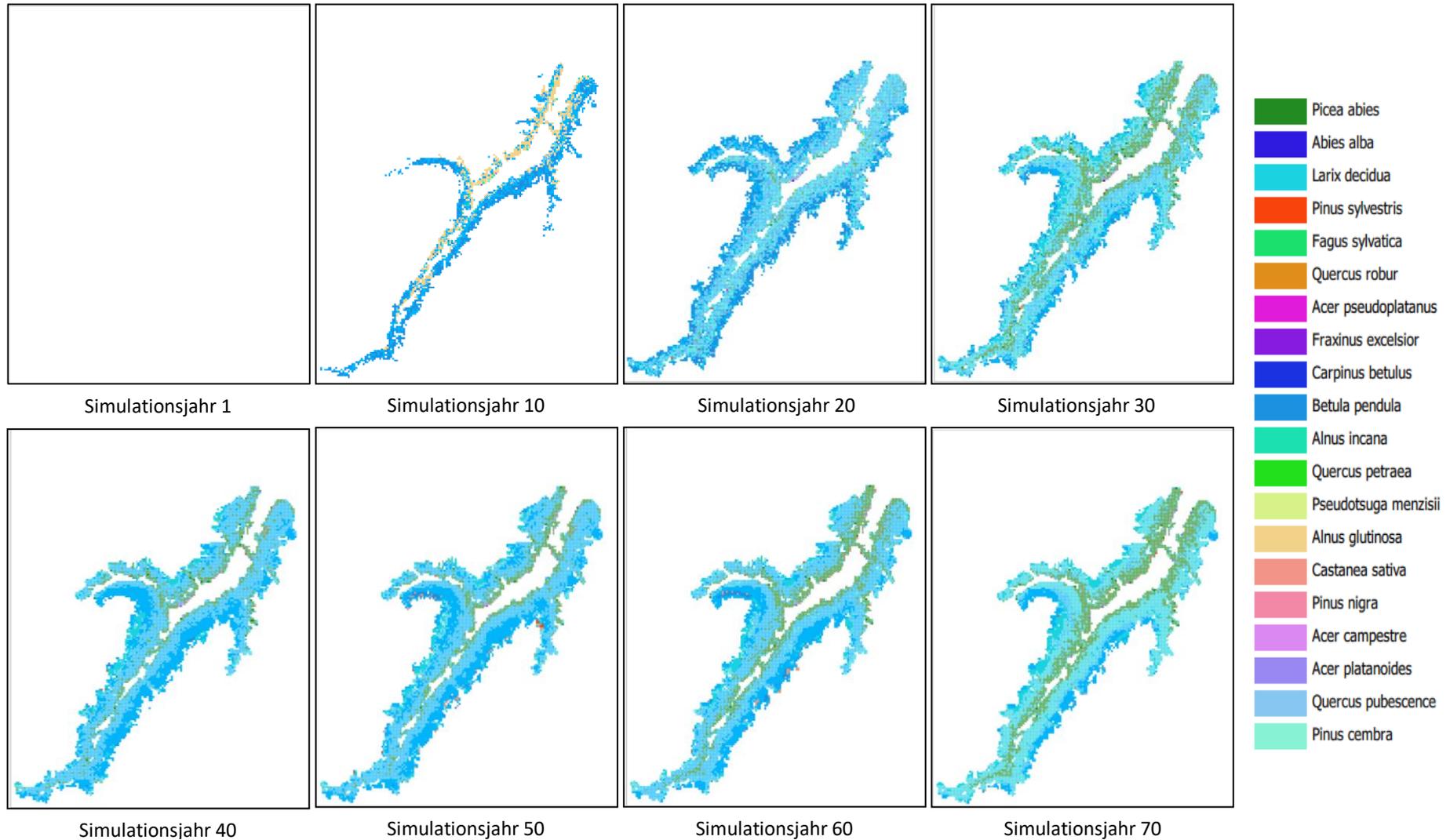


Abbildung E1: Detaildarstellung des Simulationsverlaufes über 1.500 Jahre und der sich dabei verändernden Baumartenzusammensetzung (Farbgebung nach der dominierenden Baumart). Simulationsjahr 1 bis 70.

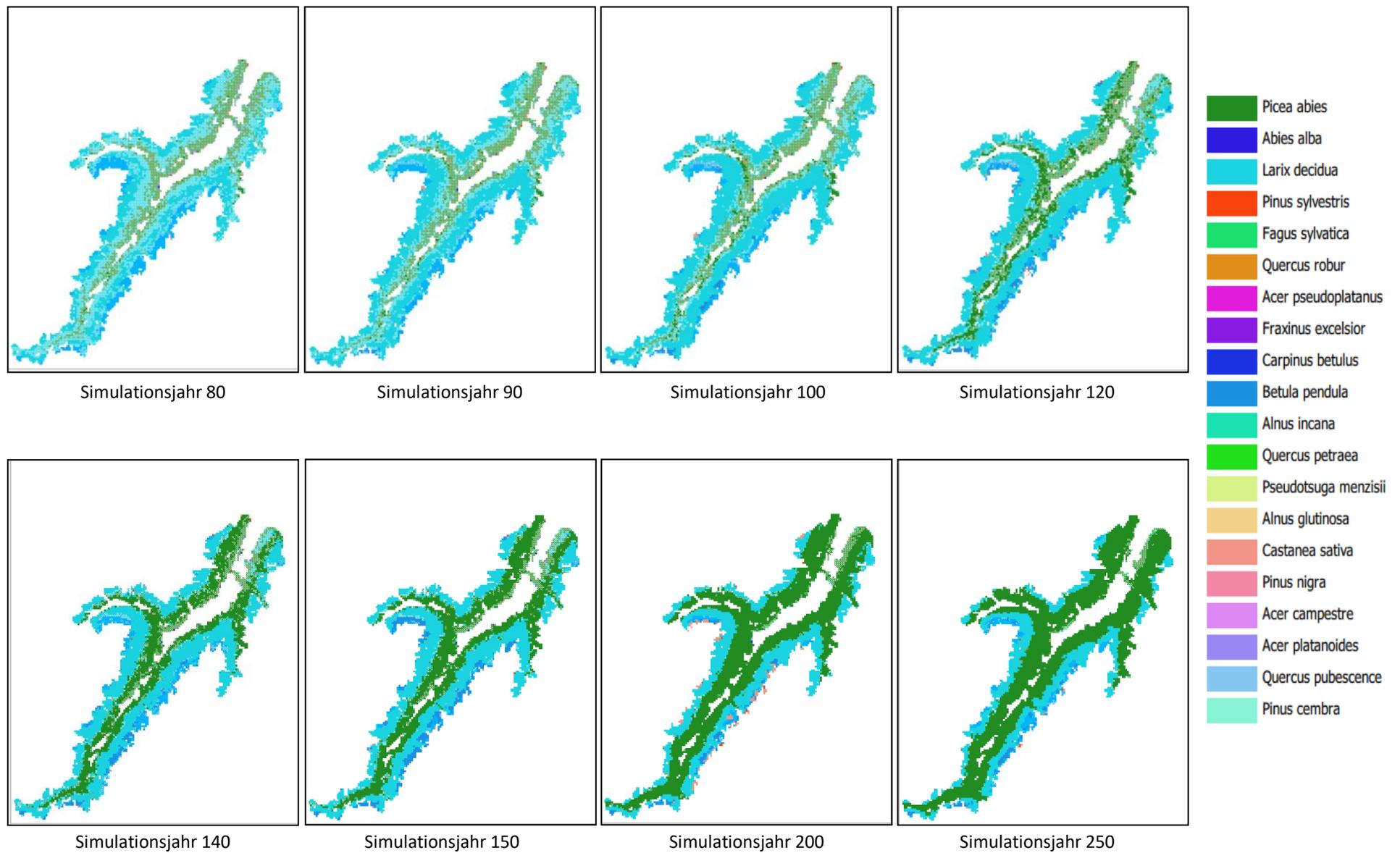


Abbildung E2: Detaildarstellung des Simulationsverlaufes über 1.500 Jahre und der sich dabei verändernden Baumartenzusammensetzung (Farbgebung nach der dominierenden Baumart). Simulationsjahr 80 bis 250.

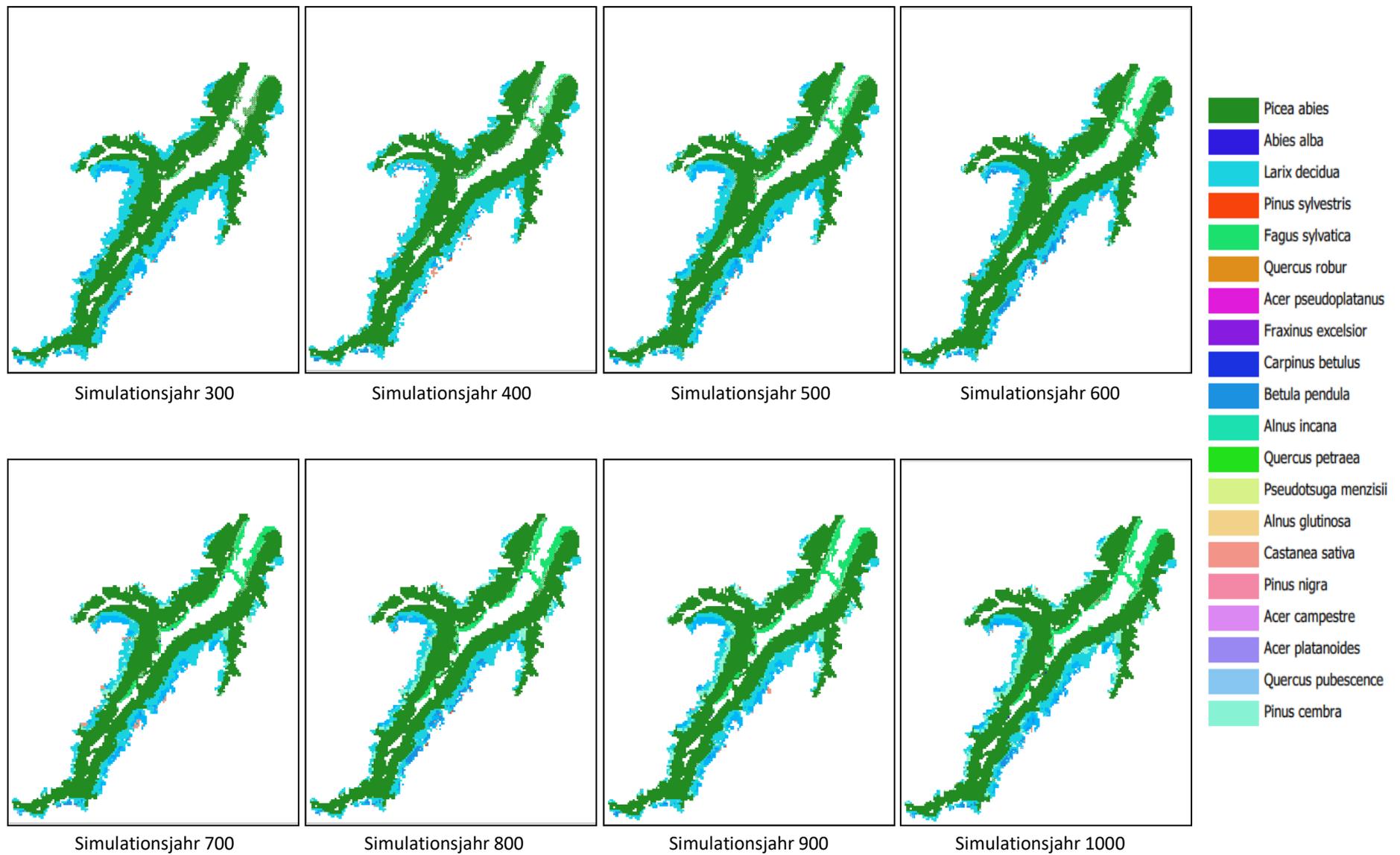


Abbildung E3: Detaildarstellung des Simulationsverlaufes über 1.500 Jahre und der sich dabei verändernden Baumartenzusammensetzung (Farbgebung nach der dominierenden Baumart). Simulationsjahr 300 bis 1000.

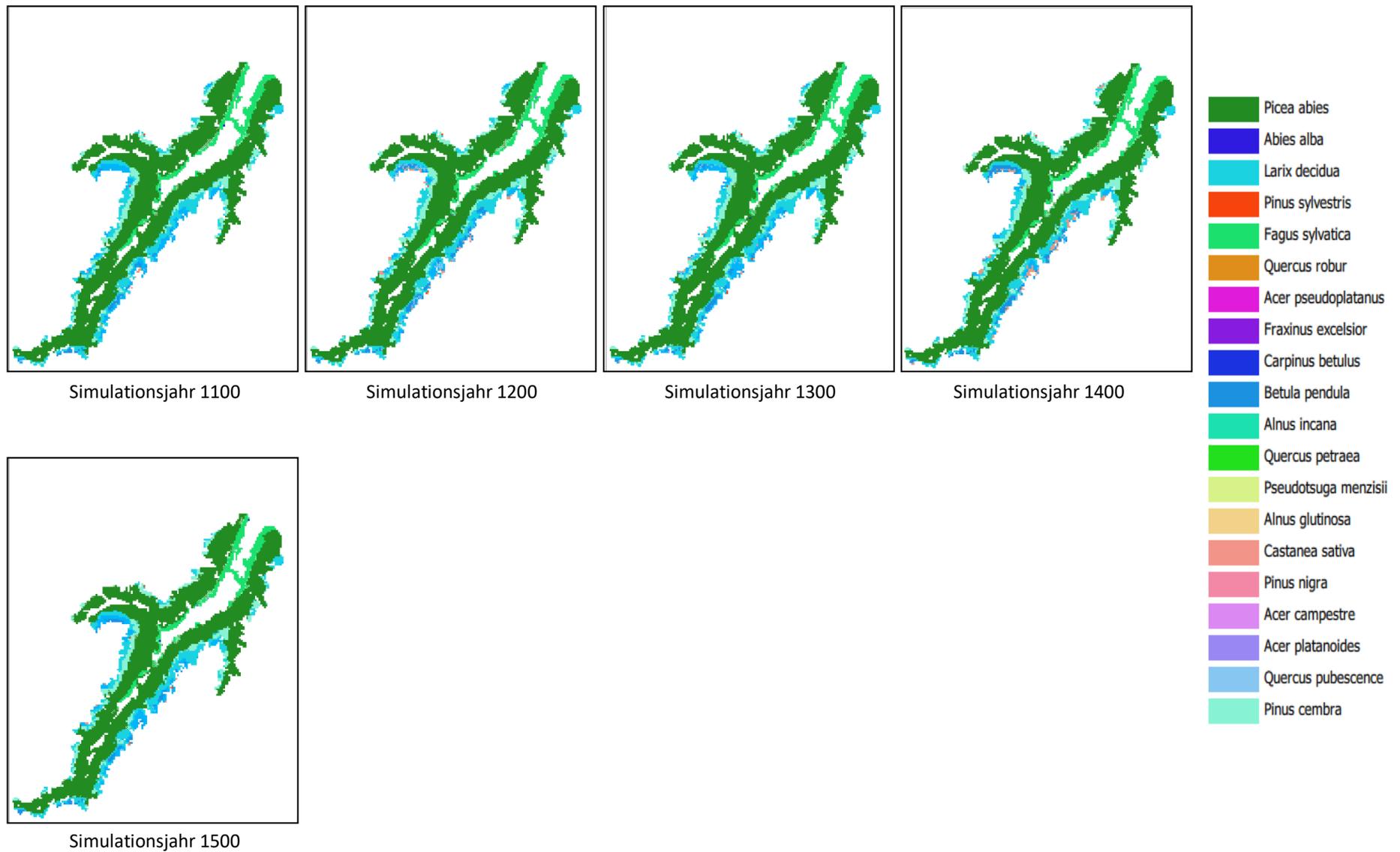


Abbildung E4: Detaildarstellung des Simulationsverlaufes über 1.500 Jahre und der sich dabei verändernden Baumartenzusammensetzung (Farbgebung nach der dominierenden Baumart). Simulationsjahr 1100 bis 1500.

Tabelle E5: Auflistung der Haupt- und Zweitbaumart pro Waldtyp laut der Waldtypisierung Tirol (Teil 3 „Waldtypenkatalog“). Wurden in der Waldtypisierung bei einem Waldtyp mehrere Baumarten an zweiter Stelle genannt, so wurde die Erstgenannte für die Farbgebung ausgewählt.

WALDTYP	HAUPTBAUMART	ZWEITBAUMART	VORKOMMEN
ER2	Grauerle	Weiden/Esche/ Bergahorn	Nur in Waldtypisierung
ER4	Weiden	-	Nur in Waldtypisierung
FI1	Fichte	Lärche	In Waldtypisierung und Simulation
FI2	Fichte	Lärche	Nur in Waldtypisierung
FI3	Fichte	Lärche	In Waldtypisierung und Simulation
FI4	Fichte	Lärche/Kiefer	In Waldtypisierung und Simulation
FI5	Fichte	Lärche	In Waldtypisierung und Simulation
FI6	Fichte	Kiefer/Lärche	In Waldtypisierung und Simulation
FI7	Fichte	Lärche/Kiefer	In Waldtypisierung und Simulation
FI8	Fichte	Kiefer/Lärche	In Waldtypisierung und Simulation
FI9	Fichte	Lärche	In Waldtypisierung und Simulation
FI23	Fichte	Tanne	In Waldtypisierung und Simulation
FS1	Fichte	Lärche	In Waldtypisierung und Simulation
FS2	Fichte	Lärche	In Waldtypisierung und Simulation
FS3	Fichte	Lärche	In Waldtypisierung und Simulation
FS4	Fichte	Lärche/Zirbe	In Waldtypisierung und Simulation
FS5	Fichte	Lärche	In Waldtypisierung und Simulation
FS6	Fichte	Lärche	Nur in Waldtypisierung
FS7	Fichte	Lärche	In Waldtypisierung und Simulation
FS8	Fichte	Lärche	In Waldtypisierung und Simulation
FS9	Fichte	Lärche	Nur in Waldtypisierung
FS10	Fichte	Lärche	In Waldtypisierung und Simulation
FS17	Fichte	Zirbe/Lärche	Nur in Simulation
FT1	Fichte	Tanne	In Waldtypisierung und Simulation
FT2	Fichte	Tanne	In Waldtypisierung und Simulation
FT3	Fichte	Lärche	In Waldtypisierung und Simulation
FT5	Fichte	Tanne/Lärche/Laubholz	In Waldtypisierung und Simulation
FT6	Fichte	Tanne/Lärche/ Vogelbeere	In Waldtypisierung und Simulation
FT9	Fichte	Tanne	Nur in Simulation
FT10	Fichte	Tanne	Nur in Simulation
FT16	Fichte	Tanne	Nur in Simulation
KI1	Kiefer	Fichte	Nur in Waldtypisierung
KI2	Kiefer	Fichte/Lärche	Nur in Waldtypisierung
KI6	Kiefer	Fichte/Lärche	Nur in Simulation
KI7	Kiefer	Fichte/Lärche	Nur in Simulation
LA1	Lärche	Fichte	Nur in Simulation
LA2	Lärche	Fichte/Zirbe	In Waldtypisierung und Simulation
LA3	Lärche	Fichte	Nur in Waldtypisierung
LA5	Lärche	Zirbe	In Waldtypisierung und Simulation
LA6	Lärche	Zirbe	In Waldtypisierung und Simulation
LA9	Lärche	-	Nur in Simulation
ZI1	Zirbe	Lärche	In Waldtypisierung und Simulation
ZI2	Zirbe	Lärche	In Waldtypisierung und Simulation
ZI3	Zirbe	Lärche	In Waldtypisierung und Simulation
ZI4	Zirbe	Lärche	In Waldtypisierung und Simulation
ZI6	Zirbe	Lärche	Nur in Simulation
K	Latschen, Grünerlen...	-	In Waldtypisierung und Simulation

*"Schau tief in die Natur,
und dann wirst du alles besser verstehen."*

- Albert Einstein

Eidesstattliche Erklärung

Mit meiner Unterschrift erkläre ich, dass ich diese Masterarbeit selbständig verfasst und keine anderen als die im Literaturverzeichnis (bzw. Tabellen- und Abbildungsverzeichnis) aufgeführten Quellen benutzt und die aus fremden Quellen direkt oder indirekt übernommenen Gedanken als solche kenntlich gemacht habe. Die Angaben sind für jede einzelne Quelle als Ausdruck in Klammer mit Verweis auf die Quelle aufgeführt.

Diese Arbeit habe ich in dieser oder einer ähnlichen Form bisher keinem anderen Prüfungsamt vorgelegt. Sie wurde bisher auch nicht veröffentlicht.

Ich erkläre mich damit einverstanden, dass die Arbeit mit Hilfe eines Plagiatserkennungsdienstes auf enthaltene Plagiate überprüft wird.

(Ort, Datum)

(Unterschrift)