



Eidg. Forschungsanstalt für Wald,  
Schnee und Landschaft WSL

---

# Ein multikriterielles Entscheidungssystem für die multifunktionale Bewirtschaftung von Wäldern auf forstbetrieblicher Ebene

---

## Schlussbericht

Kurztitel: Multikriterielles Entscheidungssystem  
Finanzierung: Bundesamt für Umwelt BAFU,  
Fonds zur Förderung der Wald- und Holzforschung  
Projekt-Nr.: 2013.13  
Referenz-Nr.: REF-1011-85140  
Laufzeit: 07/2014-06/2017  
Datum: April 2018

Autoren:  
Clemens Blattert, Renato Lemm

## Impressum

Kontakt:

Dr. Renato Lemm, Dr. Oliver Thees, Clemens Blattert

Eidg. Forschungsanstalt WSL  
Forstliche Produktionssysteme  
Zürcherstrasse 111  
CH-8903 Birmensdorf

Begleitgruppe:

Dr. Simon Ammann (Amt für Landschaft und Natur, Kanton Zürich)  
Dr. Anton Bürgi (Eidg. Forschungsanstalt WSL, Forstbetrieb Wagenrain)  
Jacqueline Bütikofer (WaldSchweiz)  
Klemens Winzeler (ehemals Departement Bau und Umwelt, Kanton Glarus)

Zitierung:

Blattert, C.; Lemm, R., 2018: Ein multikriterielles Entscheidungssystem für die multifunktionale Bewirtschaftung von Wäldern auf forstbetrieblicher Ebene. Schlussbericht an den Fonds zur Förderung der Wald- und Holzforschung. Birmensdorf, Eidg. Forschungsanstalt WSL. 109 S.

Unser Dank gilt:

- dem Bundesamt für Umwelt BAFU und dem Fonds zur Förderung der Wald- und Holzforschung für die finanzielle Unterstützung dieses Projektes,
- den oben genannten Mitgliedern der Begleitgruppe für ihr Engagement und ihren wertvollen fachlichen Input,
- Dr. Anton Bürgi, dem Leiter des Forstbetriebes Wagenrain, für die Bereitstellung der Daten und seine Bereitschaft über den Betrieb Auskunft zu geben,
- Dario Pedolin für seine Unterstützung bei der Programmierung, bei der Analyse der Modellresultate und seine kritischen Anmerkungen,
- Dr. Jan Hansen von der NW-FVA für die Bereitstellung des Waldwachstums-Simulators Wald-Planer und seinen Support,
- Prof. Dr. Marc Hanewinkel, Universität Freiburg im Breisgau und Prof. Dr. Manfred J. Lexer, Universität für Bodenkultur Wien für die fachliche Begleitung der mit dem Projekt verbundenen Dissertation und ihre wertvollen Anmerkungen.

## Inhalt

|  |    |
|--|----|
| Abkürzungen .....  | 5  |
| Zusammenfassung.....   | 6  |
| 1 Einleitung.....  | 8  |
| 2 Fragestellungen und Ziel .....                               | 9  |
| 3 Methoden.....  | 10 |
| 3.1 Multikriterielles Entscheidungsmodell.....                 | 10 |
| 3.1.1 Anwendungsgebiet und vorhandene Informationen.....       | 10 |
| 3.1.2 Anforderungen an die Indikatoren.....                    | 12 |
| 3.1.3 Multikriterielle Entscheidungsanalyse .....              | 13 |
| 3.1.4 Wertfunktionen – Standardisierung der Indikatoren.....   | 14 |
| 3.1.5 Umsetzung des multikriteriellen Entscheidungsmodell..... | 15 |
| 3.2 Verwendete Modelle.....                                    | 15 |
| 3.2.1 Simulation der Waldentwicklung .....                     | 15 |
| 3.2.2 Validierung des Modells .....                            | 16 |
| 3.2.3 Ökonomische Bewertung .....                              | 16 |
| 3.3 Anwendung am Fallbeispiel.....                             | 19 |
| 3.3.1 Betrieb Wagenrain .....                                  | 19 |
| 3.3.2 Initialisierung der Bestände im Simulator .....          | 20 |
| 3.3.3 Waldbauliche Behandlungsstrategien.....                  | 20 |
| 4 Ergebnisse.....  | 24 |
| 4.1 Indikatoren für das Entscheidungsmodell.....               | 24 |
| 4.1.1 Schutz vor gravitationsbedingten Naturgefahren .....     | 24 |
| 4.1.2 Holzproduktion.....                                      | 28 |
| 4.1.3 Visuelle Attraktivität – Erholung .....                  | 30 |
| 4.1.4 Biodiversität.....                                       | 35 |
| 4.1.5 Kohlenstoffspeicherung.....                              | 38 |
| 4.1.6 Skalierung der Indikatoren .....                         | 43 |
| 4.1.7 Wertfunktionen .....                                     | 46 |
| 4.1.8 Gewichtung der Indikatoren und Kriterien .....           | 52 |
| 4.2 Validierung WaldPlaner.....                                | 53 |
| 4.3 Fallbeispiel Wagenrain .....                               | 57 |
| 4.3.1 Einfluss der Strategien auf die Waldentwicklung.....     | 57 |
| 4.3.2 Multikriterielle Entscheidungsanalyse .....              | 60 |
| 4.3.3 Sensitivitätsanalyse .....                               | 63 |
| 5 Diskussion.....  | 65 |
| 5.1 Waldwachstums-Simulator .....                              | 65 |
| 5.2 Multikriterielles Entscheidungsmodell.....                 | 66 |
| 5.2.1 Ausgewählte Indikatoren .....                            | 66 |
| 5.2.2 Wertfunktionen .....                                     | 68 |
| 5.2.3 Gewichtungen .....                                       | 69 |
| 5.2.4 Multi-Attribute Value Theory .....                       | 70 |
| 5.3 Simulierte Ecosystem Services .....                        | 71 |
| 5.3.1 Holzproduktion.....                                      | 71 |

|       |  |     |
|-------|--|-----|
| 5.3.2 | Biodiversität.....                                 | 72  |
| 5.3.3 | Visuelle Attraktivität.....                        | 73  |
| 5.3.4 | Kohlenstoffspeicherung.....                        | 73  |
| 5.4   | Multifunktionale Bewirtschaftung .....             | 74  |
| 6     | Schlussfolgerungen und nächste Schritte .....      | 75  |
| 7     | Publikationen.....                                 | 78  |
| 8     | Anhang.....  | 79  |
| 8.1   | Detaillierte Ergebnisse der Indikatoren.....       | 79  |
| 8.1.1 | Holzproduktion.....                                | 79  |
| 8.1.2 | Biodiversität.....                                 | 84  |
| 8.1.3 | Visuelle Attraktivität.....                        | 90  |
| 8.1.4 | Kohlenstoffspeicherung.....                        | 99  |
| 8.2   | MCDAnalyse: overall and partial utilities .....    | 100 |
| 8.3   | Sensitivity-analysis: overall utility values ..... | 101 |
| 9     | Literatur.....                                     | 102 |

## Abkürzungen

|           |  |
|-----------|--|
| API       | Avalanche Protection Index                                     |
| BHD       | Brusthöhendurchmesser  |
| BAU       | simulierte Strategie business as usual                         |
| BC-seg    | simulierte segregative Behandlungsstrategie                    |
| BC-int    | simulierte integrative Behandlungsstrategie                    |
| ES        | Ecosystem Service  |
| FMP       | Forstliches Management und Planung                             |
| FMU       | Forest management unit   |
| FS        | Forest stand   |
| HeProMo   | Holzernteproduktivitätsmodelle                                 |
| INTENS    | simulierte Behandlungsstrategie mit intensiver Bewirtschaftung |
| LFI       | Landesforstinventar  |
| LPI       | Landslide protection index                                     |
| MAVT      | Multi-attribute value theory                                   |
| MCD       | Multi-Criteria Decision Analysis                               |
| NO        | simulierte Behandlungsstrategie ohne Bewirtschaftung           |
| NW-FVA    | Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt                    |
| RPI       | Rockfall Protection Index                                      |
| SDI       | Stand Density Index  |
| SMART     | Simple Multi-Attribute Rating Technique                        |
| TreeGrOSS | Tree Growth Open Source Software                               |

## Zusammenfassung

Eine nachhaltige Waldbewirtschaftung berücksichtigt heute nicht mehr nur die Leistung der reinen Holzproduktion, sondern umfasst auch die Biodiversität, die Erholung im Wald und die Kohlenstoffspeicherung. Im Alpenraum spielt zusätzlich die Schutzleistung des Waldes gegenüber gravitationsbedingten Naturgefahren eine zentrale Rolle. Das Hauptziel des forstlichen Managements und der Planung ist es, den Wald so zu bewirtschaften, dass er alle Ökosystemdienstleistungen (bzw. Ecosystem Services) nachhaltig und möglichst gleichwertig erfüllen kann. Diese Situation stellt Forstbetriebe daher heute vor eine grosse Herausforderung. Sie stehen insbesondere vor der Frage, mit welchen waldbaulichen Behandlungsstrategien sich die verschiedenen Ecosystem Services (ES) auf betrieblicher Ebene bestmöglich umsetzen bzw. erreichen lassen. Je vielfältiger die nachgefragten Leistungen des Waldes dabei sind, umso komplizierter und herausfordernder wird die Planung und Entscheidungsfindung. Um dies zu bewältigen, bedarf es geeigneter Konzepte und Instrumente zur Entscheidungsunterstützung.

Es war das Ziel des vorliegenden Projekts, für die strategische Planung im Forstbetrieb ein multikriterielles Modell zur Entscheidungsunterstützung (Multi-Criteria Decision Analysis Modell, kurz: MCDA-Modell) für die Bewirtschaftung der ES im Schweizer Wald zu entwickeln. Mit dessen Hilfe können auf der Ebene des Forstbetriebes und seinen vorhandenen Informationen: a) Bewirtschaftungsziele definiert und die Zielerreichung quantitativ abgebildet sowie b) verschiedene Behandlungsstrategien bezüglich ihrer Nachhaltigkeit, d.h. unter ökonomischen, ökologischen und sozialen Aspekten, bewertet werden. Das Modell soll die anspruchsvolle langfristige Planung des komplexen Waldökosystems unterstützen.

In einem ersten Schritt wurde im Rahmen einer Literaturrecherche eine Auswahl von geeigneten Indikatoren getroffen, welche sich für die Definition von forstlichen Bewirtschaftungszielen und die Bewertung von waldbaulichen Behandlungsstrategien eignen. Insgesamt wurden 24 Indikatoren ausgewählt (Tabelle 13). Die Indikatoren wurden dazu verwendet, ein ganzheitliches indikatorbasiertes MCDA-Modell zu schaffen, das die wichtigsten ES der Schweiz berücksichtigt: Schutz vor gravitationsbedingten Naturgefahren, Holzproduktion, Erholung, Biodiversität und Kohlenstoffspeicherung. Die ausgewählten Indikatoren basieren auf vielfach angewandten und anerkannten Ansätzen und können auf der Grundlage von Betriebsinventurdaten und Ergebnissen eines einzelbaumbasierten Waldwachstums-Simulators quantifiziert werden. Die berücksichtigten Ebenen sind die des einzelnen Waldbestandes und die Ebene eines Betriebs, d.h. einer Waldfläche, die mehrere Bestände umfasst. Das MCDA-Modell wurde basierend auf der Methode der Multi-Attribute Value Theory (MAVT) entwickelt. Die Methode definiert für jeden Indikator eine Wertfunktion, welche die Indikatorwerte für jede waldbauliche Behandlungsstrategie in einen Wert zwischen null und eins transformiert, wobei eins den höchsten und null den niedrigsten Nutzen repräsentieren. Diese Standardisierung ermöglicht die Vergleichbarkeit der verschiedenen Indikatoren, da diese jeweils unterschiedliche Ausprägungen der realen Verhältnisse erfassen und in entsprechend unterschiedlichen Einheiten vorliegen. Mit der Methode MAVT lassen sich somit Synergien und Trade-offs zwischen den ES aufzeigen. Mittels der additiven Nutzenfunktion von MAVT, kann zusätzlich für jede Bewirtschaftungsalternative ein Gesamtnutzenwert ermittelt werden. Dabei lassen sich mittels Gewichtungen für die jeweiligen Indikatoren und ES unterschiedliche Präferenzen von Entscheidungsträgern und/oder Stakeholdern berücksichtigen.

In einem zweiten Schritt wurde das MCDA-Modell mit einem Waldwachstums-Simulator verknüpft, der es erlaubt, die zukünftige Waldentwicklung unter gegebenen waldbaulichen Behandlungsstrate-

gien über 50 Jahre zu simulieren. Für die Simulation der Waldentwicklung wurde der Waldwachstums-Simulator WaldPlaner verwendet. Dieser basiert auf der Waldwachstumsbibliothek TreeGrOSS (Tree Growth Open Source Software) der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt NW-FVA. Mit dem Simulator können flexibel verschiedene Bewirtschaftungsstrategien definiert werden. Als Eingangsdaten für den WaldPlaner können unter anderem einzelne Baumdaten aus Stichproben einer Betriebsinventur verwendet werden. Die Berechnung der Holzerntekosten für die ökonomische Bewertung erfolgte mit dem an den WSL entwickelten Holzernteproduktivitätsmodellen HeProMo. Das Modell quantifiziert die Produktivität für die jeweiligen Teilprozesse Fällen/Aufarbeiten und Transport. Basierend auf der Produktivität und den Kostenansätzen von Personal und Maschinen je Verfahren wurden die Erntekosten berechnet.

In einem dritten Schritt wurde das Gesamtsystem (MCDA-Modell, WaldPlaner, HeProMo) in einem Forstbetrieb im Schweizer Mittelland (Kanton Aargau) angewendet. Die Ausgangsdaten lieferte eine aktuelle Kontrollstichproben-Inventur. Im Rahmen der Fallstudie galt es, eine geeignete waldbauliche Behandlungsstrategie für die Waldbewirtschaftung zu ermitteln, welche die verschiedenen ES bestmöglich erfüllt. Für die Simulation der zukünftigen Waldentwicklung wurden gemeinsam mit dem Betriebsleiter im Simulator fünf Strategien definiert: business as usual (BAU), integrated biodiversity conservation (BC-int), segregated biodiversity conservation (BC-seg), intensive management (INTENS) und no management (NO). Der Fokus lag dabei insbesondere auf den Strategien zur Förderung der Biodiversität (BC-int, BC-seg). Die extremen Strategien INTENS und NO dienten primär als Vergleichsstrategien für die Analyse. Die MAVT-Analyse ergab als beste Alternativen die Strategien INTENS, BAU und BC-seg (Abbildung 14). Die Strategien INTENS und BAU führten jedoch zu Wäldern, in denen es an typischen strukturellen Merkmalen von alten Waldbeständen (wie Habitatbäume und Totholz grosser Dimensionen, Abbildung 12) sowie an unbewirtschafteten Waldreservaten mangelt, die als besonders wichtig für den Erhalt der Biodiversität angesehen werden. Strategie NO erhielt den niedrigsten Gesamtnutzenwert, hauptsächlich aufgrund der schlechten Resultate für die ES Holzproduktion und Kohlenstoffspeicherung (keine Speicherung von Kohlenstoff in Holzprodukten und keine Substitutionseffekte). Von den beiden Biodiversitätsstrategien BC-int und BC-seg erhielt letztere am Ende des Simulationszeitraums den höheren Gesamtnutzen. BC-seg bietet einen Kompromiss, der die positiven Aspekte von Naturschutzstrategien (BC-int und NO) sowie der Strategien für die Holzproduktion und Kohlenstoffspeicherung (INTENS) verbindet. Daraus schliessen wir, dass für den untersuchten Betrieb eine kleinräumige Segregation des Waldgebietes in Zonen mit unterschiedlichen prioritären Managementzielen eine geeignete Strategie für die Waldbewirtschaftung ist, welche die Zielsetzungen nach den Berechnungen am besten erfüllt. Aus den Resultaten des Fallbeispiels wird aber auch deutlich, dass eine moderate Waldbewirtschaftung ohne Kahlschlag und mit naturnahem Waldbau, wie sie in der Schweiz vielfach gängige Praxis ist, einen Erhalt der Biodiversität nicht ausschliesst. In unserer Studie führte die Bewirtschaftung zu einer höheren Gamma-Diversität und Totholz mengen, die denen der Strategie NO sehr nahekommen, wenn Ernterückstände dem Totholzpool angerechnet werden (Abbildung 12).

Die Ermittlung einer geeigneten waldbaulichen Behandlungsstrategie mit einem indikatorbasierten Bewertungsrahmen überzeugt aus unserer Sicht als geeignetes Instrument zur Entscheidungsunterstützung. Darüber hinaus bietet die Methode MAVT eine hohe Flexibilität, indem sich die Präferenzen der Stakeholder durch Wertfunktionen und einer Gewichtung der verschiedenen Indikatoren und ES berücksichtigen lassen.

## 1 Einleitung

Eine nachhaltige Waldbewirtschaftung beinhaltet heute nicht mehr nur die reine Holzproduktion, sondern berücksichtigt daneben auch ökologische Aspekte sowie gesellschaftliche Interessen. Das Hauptziel ist es, die drei Zieldimensionen der Nachhaltigkeit – Ökonomie, Ökologie und Gesellschaft – bestmöglich aufeinander abzustimmen. Um dies zu gewährleisten, ist die nachhaltige Waldbewirtschaftung in der Schweiz u.a. im Gesetz verankert<sup>1</sup>. Zusätzlich wird sie im Rahmen der Waldpolitik 2020 (BAFU 2013), einer politischen Absichtserklärung des Bundesrates, weiter konkretisiert. Danach ist der Wald so zu bewirtschaften, dass er die verschiedenen Ökosystemdienstleistungen (bzw. Ecosystem Services, ES) nachhaltig und gleichwertig erfüllen kann. Dazu zählen in der insbesondere:

- die Ausschöpfung des nachhaltig nutzbaren Holzpotenzials,
- die Sicherstellung der Schutzwaldleistung,
- die Minderung und Anpassung an den Klimawandel sowie
- die schonende Freizeit- und Erholungsnutzung.
- Gleichzeitig soll die Biodiversität erhalten bleiben und gezielt verbessert werden<sup>2</sup>.

Die Umsetzung der Waldpolitik hat einen erheblichen Einfluss auf die Waldbewirtschaftung. Die gleichzeitige Berücksichtigung aller ES kann dabei einerseits sowohl Synergien aufweisen, ist aber auch vielfach mit Spannungen behaftet. Spannungen treten insbesondere zwischen den ökonomischen Interessen am Rohstoff Holz und den gesellschaftlichen sowie ökologischen Interessen am Wald auf (Tabelle 1). So sind zum Beispiel bei einer steigenden Nachfrage nach Biomasse für energetische Zwecke (u.a. wegen der Energiewende) Spannungen zu erwarten, wenn gleichzeitig bestimmte ökologische Leistungen sichergestellt werden sollen, allem voran die Biodiversität.

Eine nachhaltige Forstwirtschaft stellt Forstbetriebe daher heute vor eine grosse Herausforderung, nicht nur in der Schweiz. Denn sie müssen im Rahmen ihrer Planung langfristige und weitreichende Entscheide treffen, die einen massgeblichen Einfluss auf die zukünftige Entwicklung der Wälder, die Bereitstellung der nachgefragten ES und ihre eigene wirtschaftliche Leistungsfähigkeit haben. Dies ist eine schwierige und komplexe Aufgabe. Dabei stehen sie insbesondere vor der Frage, mit welchen waldbaulichen Behandlungsstrategien sich die verschiedenen ES auf betrieblicher Ebene bestmöglich umsetzen lassen und speziell wie sich diese auf die ökonomische Situation ihrer Betriebe auswirken.

Je vielfältiger die nachgefragten ES des Waldes dabei sind, umso komplizierter und herausfordernder wird die Planung und Entscheidungsfindung. Dies unterstreicht den dringenden Bedarf nach geeigneten Instrumenten zur Entscheidungsunterstützung. Gleichzeitig sind der Wald und das forstliche Management vermehrt dem öffentlichen Interesse unterworfen, was den Bedarf nach solchen Instrumenten erhöht.

---

<sup>1</sup> Waldgesetz WaG, Bundesgesetz über den Wald 921.0. [www.admin.ch/opc/de/classified-compilation/19910255/index.html](http://www.admin.ch/opc/de/classified-compilation/19910255/index.html) (April 2018)

<sup>2</sup> Nach neuerer Differenzierung wird Biodiversität vermehrt als ein übergeordnetes Ziel und nicht als Ecosystem Service definiert, da keine direkte Leistung für den Menschen ableitbar ist (Díaz et al. 2015, Pascual et al. 2017). Um mit den verwendeten Begriffsdefinitionen zum Beginn des Projektes sowie den bisherigen durchgeführten Projektschritten konsistent zu bleiben, bezeichnen wir Biodiversität im Rahmen dieser Arbeit als Service.

**Tabelle 1: Synergie- und Spannungspotenziale zwischen den Interessen am Wald und den Interessen am Rohstoff Holz (BAFU et al. 2014).**

| Interessen am Wald                            | Interessen am Rohstoff Holz   |   |
|---|---|---|
|   | Synergiepotenziale  | Spannungspotenziale   |
| Schutz vor Naturgefahren                      | - Holznutzung leistet einen wichtigen Beitrag zur Erhöhung der Stabilität der Wälder, insbesondere in strukturarmeren, überalterten Beständen                 | - Befürchtungen, dass eine erhöhte Holznutzung im Schutzwald die Schutzfunktion beeinträchtigt.   |
| Biodiversität                                 | - Regelmässige Holznutzung schafft Strukturvielfalt und damit biologische Vielfalt  | - Befürchtungen, dass vermehrt Altbäume und Totholz genutzt oder Naturreservate mit eingeschränkter Nutzung verhindert werden.<br>- Befürchtungen, dass die verstärkte Vollbaumentnahme zu einem erhöhten Nährstoffverlust der Böden führt. |
| Erholung und Freizeit                         | - Bevölkerung schätzt gepflegte, vielseitige, lichte und „aufgeräumte“ Waldbilder   | - Ängste vor Waldzerstörung erzeugen Widerstand der Bevölkerung gegen erhöhte Nutzung im Schweizer Wald   |
| Wald als CO <sub>2</sub> -Senke (Klimawandel) | - Waldsenkenleistungen sind begrenzt. Durch eine verstärkte Holznutzung kann ein dauerhafter Beitrag zum Klimaschutz geleistet werden (Substitutionswirkung). | - Die maximal mögliche Senkenanrechnung bedeutet eine Vorratserhöhung. Dies steht einer verstärkten Holznutzung, die einen möglichen Vorratsabbau betrachtet, entgegen.   |

## 2 Fragestellungen und Ziel

Im Rahmen dieses Projektes wurden folgende Fragestellungen untersucht:

- Wie lassen sich die Ziele der Schweizer Waldpolitik 2020 – Holzproduktion, Schutz vor Naturgefahren, Biodiversität, Erholung und Freizeit sowie CO<sub>2</sub>-Speicherung – in praktikable Zielwerte für das Management auf betrieblicher Ebene umsetzen?
- Welche waldbaulichen Behandlungsstrategien eignen sich, um die Waldleistungen bzw. ES bestmöglich zu erfüllen?
- Was sind geeignete Indikatoren und Methoden, um die Leistungen zu erfassen und die waldbaulichen Behandlungsstrategien zu vergleichen ohne zusätzliche Merkmale mit grossem Aufwand zu erheben?
- Wie sind die waldbaulichen Behandlungsstrategien im Hinblick auf die Erfüllung der Ecosystem Services zu bewerten:
  - Was sind optimale Zielerreichungsprofile für die Strategien, sowohl auf Bestandes- wie auch auf Betriebsebene?
  - Gibt es eine Art «WIN-WIN-Strategie» (Trade-off Situation)
- Welche finanziellen Konsequenzen resultieren für einen Forstbetrieb aus der Durchführung der verschiedenen waldbaulichen Behandlungsstrategien?

Die ursprünglich vorgesehene Frage, welchen Einfluss der Klimawandel auf die Erfüllung der Ziele ausübt, konnte im Rahmen dieses Projektes nicht realisiert werden. Die geplante Verwendung der Resultate aus dem Projekt Wald und Klimawandel war leider nicht möglich (vgl. Kapitel 5.1).

Zur Beantwortung der Fragestellungen wird ein multikriterielles Modell zur Entscheidungsunterstützung entworfen (Multi-Criteria Decision Analysis Modell, kurz: MCDA-Modell), mit dessen Hilfe auf der Ebene des Forstbetriebes:

- Bewirtschaftungsziele definiert und die Zielerreichung quantitativ abgebildet sowie
- verschiedene Behandlungsstrategien bezüglich ihrer Nachhaltigkeit, d.h. unter ökonomischen, ökologischen und sozialen Aspekten, bewertet werden können.

Das Modell soll die anspruchsvolle strategische Planung des komplexen Waldökosystems unterstützen. Es soll ermöglichen, geeignete waldbauliche Behandlungsstrategien zu ermitteln, um die Schweizer Waldpolitik 2020 im Rahmen der forstbetrieblichen Planung bestmöglich zu realisieren.

Das Projektziel soll mit folgenden drei Schritten erreicht werden:

- 1) Auswahl von geeigneten Indikatoren und Entwicklung des MCDA-Modells für die Definition der Bewirtschaftungsziele und die Bewertung der Behandlungsstrategien.
- 2) Verknüpfung des MCDA-Modells mit einem Waldwachstums-Simulator für die Fortschreibung der Waldbestände unter verschiedenen waldbaulichen Behandlungsstrategien, sowie einem Modell für die Berechnung der Holzerntekosten.
- 3) Anwendung des multikriteriellen Entscheidungssystems in einem Fallbeispiel, d.h. einem realen Forstbetrieb und seinen in der Praxis vorhandenen Datengrundlagen, insbesondere aus der Betriebsinventur.

## 3 Methoden

### 3.1 Multikriterielles Entscheidungsmodell

Die Entwicklung des multikriteriellen Entscheidungsmodells umfasst unter anderem die Auswahl von geeigneten Indikatoren sowie einer geeigneten Methode zur multikriteriellen Entscheidungsanalyse.

#### 3.1.1 Anwendungsgebiet und vorhandene Informationen

Die Auswahl von geeigneten Indikatoren verlangt eine Definition des zukünftigen Anwendungsgebietes (Skalierung) und der vorhandenen Informationen, die für die Berechnung der Indikatoren verwendet werden.

Das MCDA-Modell soll zur Unterstützung des forstlichen Managements und Planung (FMP) auf betrieblicher Ebene eingesetzt werden können. Der Prozess des FMP lässt sich grob in die folgenden Schritte einteilen: i) Entwicklung von Bewirtschaftungsalternativen (waldbaulichen Behandlungsstrategien), ii) Identifikation von Problemen und iii) Auswahl einer geeigneten Alternative, welche im letzten Schritt (iv) in der Praxis umgesetzt wird (Abbildung 1) (Rauscher et al. 2000, Rauscher et al. 2005). Um all diese Phasen zu durchlaufen, bedarf es der gemeinsamen Anwendung von MCDA und Waldwachstums-Simulatoren. Indikatoren helfen dabei die Zustände der Waldentwicklung oder deren Veränderung zu erfassen. Sie geben ein verlässliches Bild der Waldsituation und ermöglichen eine nachvollziehbare und transparente Bewertung ihrer ökonomischen und ökologischen Leistungen (Wolfslehner und Seidl 2010).

(i) Der Zweck von Waldwachstumsmodellen ist die Simulation der zukünftigen Entwicklung von Wäldern unter verschiedenen waldbaulichen Behandlungsstrategien und dem Einfluss des Klimawandels.

Im FMP sind vor allem einzelbaumbasierte Wachstumsmodelle nützliche Werkzeuge, die auf einzelne Bestände oder auf grössere Waldbewirtschaftungseinheiten angewendet werden können (Weiskittel et al. 2011). Die Modelle müssen dabei in der Lage sein, mit Informationen aus Betrieblichen Inventur bedient werden zu können.

(ii) Die Problemidentifizierung erfordert die konstruktive und technische Umsetzung eines Indikatorbasierten Bewertungsrahmens, in welchem alle wichtigen ES und ihre für den Entscheidungsprozess relevanten Interaktionen erfasst werden (Wolfslehner und Seidl 2010).

(iii) MCDA wird als Entscheidungsmethode eingesetzt, um die Auswirkung von Entscheidungsalternativen auf die Bereitstellung von ES zu bewerten sowie um ihrer Synergien und Konflikten zu analysieren. Die ES und ihre Indikatoren werden dabei hierarchisch strukturiert, die Indikatorresultate in Bezug zu einem gewünschten Zielwert gesetzt und der gegenseitige Einfluss der Indikatoren abgeschätzt (Mendoza und Prabhu 2003).

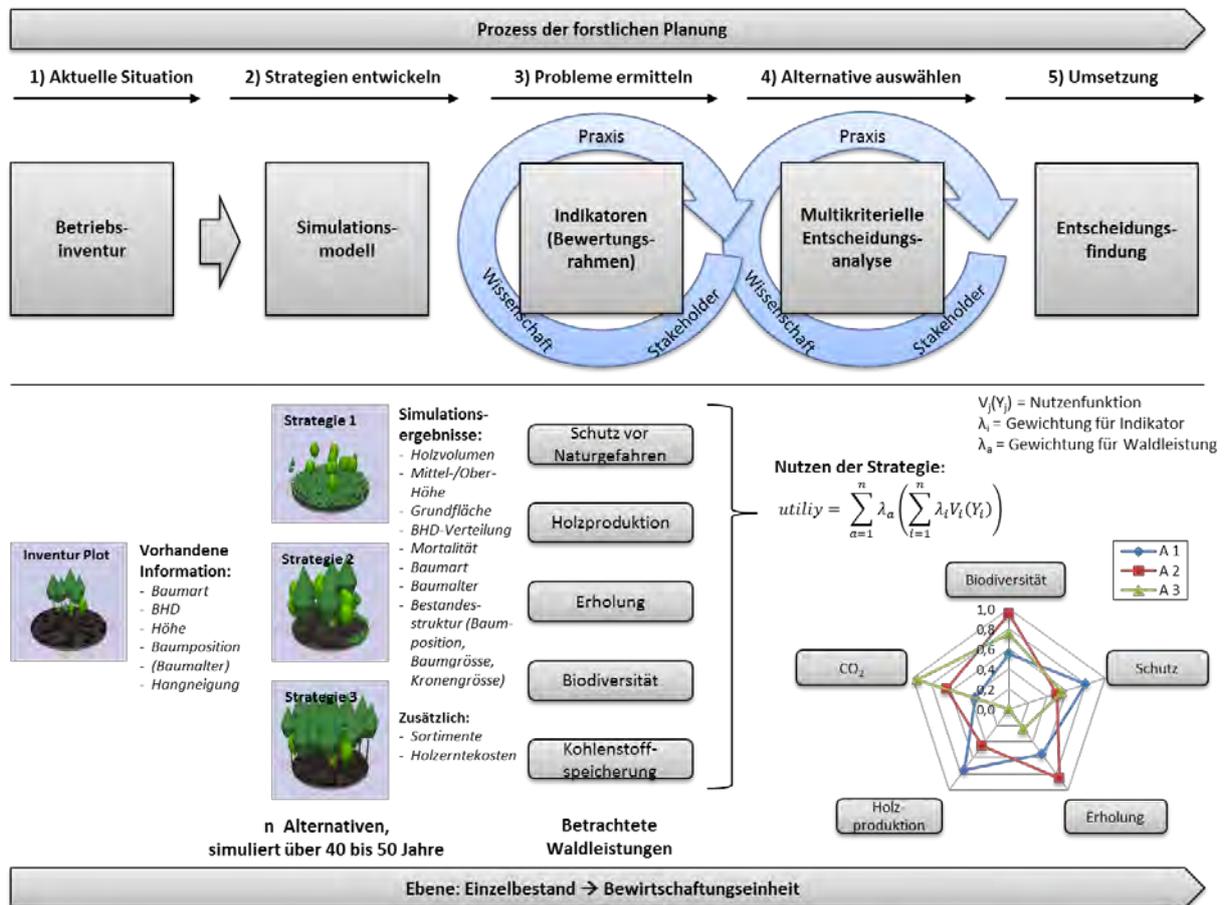


Abbildung 1: Integrale Darstellung der zentralen Phasen des forstlichen Managements und der Planung sowie der Methoden, die zu ihrer Unterstützung eingesetzt werden können (Blatter et al. 2017).

Ein solcher Ansatz verlangt für die Auswahl von Indikatoren die Berücksichtigung (Brang et al. 2002): i) des Modellzwecks sowie dessen abgebildeten Prozesse und den Detaillierungsgrad der realen Welt, ii) der relevanten räumlichen und zeitlichen Skalen, sowie iii) der zur Verfügung stehenden Modellresultate.

(i) Geeignete Modelle für den Prozess des FMP auf betrieblicher Ebene wurden in einem vorherigen Projekt evaluiert (Blattert et al. 2015, Blattert et al. 2016). Die Studie gibt einen Einblick in die verschiedenen Modelle und ihrer abgebildeten Prozesse des Waldwachstums (Verjüngung, Einwuchs, Höhen-, Dickenwachstum, Mortalität) und der Bestandesbehandlung. Für die betriebliche Planung ist es notwendig, dass die Modelle mit vorhandenen Informationen aus der Betriebsinventur bedient werden können. Als geeignetes Modell wurde in diesem Evaluationsprozess BWINPro<sup>3</sup> ermittelt. Dieses bildet wiederum den Kern des Waldwachstumssimulators WaldPlaner, der in diesem Projekt verwendet wird (Kapitel 3.2.1).

(ii) Die räumliche Skala, die betrachtet wird, ist die Ebene des Forstbetriebes, welche sich aus einzelnen Waldbeständen zusammensetzt. Ein Waldbestand bezeichnet dabei ein Baumkollektiv mit einer homogenen Struktur und Baumartenzusammensetzung. Er repräsentiert die kleinste Planungs- und Managementeinheit. Die zeitliche Skala, die wir betrachteten, beträgt 40 bis 50 Jahre. In der forstlichen Planung repräsentiert dies den langfristigen Planungszeitraum.

iii) Die am weitesten verbreiteten Modelle in der forstbetrieblichen Planung sind Bestandesmodelle. Diese Modelle liefern insbesondere aggregierte Informationen auf Bestandesebene, wie z.B. das stehende und geerntete Holzvolumen, die Oberhöhe, die Grundfläche und die Durchmesserverteilung. Einige Modelle liefern auch Informationen über Totholzvolumen basierend auf der Mortalität. Für die Bewirtschaftung von Wäldern sind jedoch Prognosen über die Entwicklung verschiedenster ES erforderlich. Um dies zu erreichen, müssen die Modelle zusätzlich Resultate liefern, die eine Bewertung der ES erlauben (Mäkelä et al. 2012). Einzelbaumbasierte Wachstumsmodelle liefern zusätzliche Informationen zur Bestandesheterogenität, wie die Dimension der einzelnen Bäume (Höhe, Durchmesser, Kronendimension) und ihr Alter. Räumliche explizite Einzelbaummodelle können zusätzlich die horizontale Verteilung der Baumarten und die daraus resultierende Bestandsstrukturen simulieren. Ergänzende Modelle erlauben weiter die Simulation von Holzsortimenten und die daraus resultierenden Holzerlöse sowie die Berechnung von Holzerntekosten.

### 3.1.2 Anforderungen an die Indikatoren

Indikatoren zur Bewertung der Nachhaltigkeit werden bereits seit längerem als nützliche Instrumente für die Entscheidungsfindung in der forstlichen Planung anerkannt (e.g. Lexer M. J. et al. (2000), Vacik und Wolfslehner (2004), Wolfslehner und Seidl (2010)). Für die Auswahl von Indikatoren schlagen Niemeijer und de Groot (2008) ein Konzept vor, welches das Indikatorset in den Mittelpunkt des Auswahlprozesses setzt und nicht den einzelnen Indikator selbst, was bedeutet, dass Zusammenhänge zwischen den Indikatoren berücksichtigt werden sollten. Dies erfordert Informationen über die analytische Nützlichkeit eines Indikators in der Gesamtkonstellation eines ausgewählten Indikatorensets. Für die Auswahl der Indikatoren werden daher die folgenden Anforderung berücksichtigt (Vacik und Wolfslehner 2004):

- **Relevanz, Bedeutung:** Es muss ein eindeutiger Bezug zur untersuchenden Fragestellung aus dem gesamten Indikatorenset ableitbar sein.
- **Validität:** Der Indikator soll tatsächlich messen, was er zu messen vorgibt. Surrogatfunktionen (d.h. es wird ein Ersatzobjekt bewertet, um indirekt Aussagen zum eigentlichen Untersuchungsobjekt zu erhalten) Indikatoren müssen definiert und geklärt sein.

<sup>3</sup> [www.nw-fva.de/index.php?id=475](http://www.nw-fva.de/index.php?id=475) (April 2018)

- **Praktikabilität/Messbarkeit:** Es sollten verfügbare oder empirisch extensiv zu erhebende objektive Daten und Informationen zur Verdichtung herangezogen werden. Indikatoren, die einen zusätzlichen hohen Erhebungsaufwand verursachen, sollten vermieden werden. Für den Rahmen dieser Arbeit ist von Bedeutung, dass die Indikatoren mittels Erhebungen aus der Inventur und aus Ergebnissen der Waldwachstums-Simulation bedient werden können.
- **Sensitivität:** Der Indikator muss geeignet sein, um auf Veränderungen des Systems unmittelbar zu reagieren und diese in den Ergebnissen zu dokumentieren.
- **Grenzwerte:** Indikatoren entfalten erst dann ihre volle Bedeutung, wenn es möglich ist, eine Beziehung zwischen den Ergebnissen eines Indikators und den definierten Bewirtschaftungszielen herzustellen (Zielerreichungsgrad eines Indikators).
- **Verständlichkeit/Kommunikation:** Der Indikator soll nicht nur für Wissenschaftler und forstliche Bewirtschafter verständlich sein. Im Rahmen der Partizipation und der Kommunikation mit einer interessierten Öffentlichkeit ist die Vermittlung von Zweck und Inhalten eines Indikators von besonderer Bedeutung.
- **Vorhersagemöglichkeit/Trends:** Indikatoren sollen geeignet sein, die Vorhersage von zukünftigen Trends zu ermöglichen.
- **Masstabsebene:** Die Indikatoren sollen Aussagen auf der gleichen Bezugsebene liefern (z.B. Bestand, Abteilung, Betrieb, ...)

### 3.1.3 Multikriterielle Entscheidungsanalyse

Methoden zur multikriteriellen Entscheidungsanalyse unterscheiden sich hinsichtlich der Art und Weise, wie die Werte der Indikatoren und Kriterien zur Bewertung der Alternativen zusammengefasst werden. Hierfür gibt es eine Reihe unterschiedlicher Methoden. Reviews über verschiedene MCDA-Methoden mit besonderem Bezug auf FMP finden sich bei Kangas und Kangas (2005), Mendoza und Martins (2006), Diaz-Balteiro und Romero (2008), Ananda und Herath (2009), Myllyviita et al. (2011), Uhde et al. (2015). Eine der am weitesten verbreiteten MCDA-Methoden zur Entscheidungsunterstützung im FMP ist die Multi-Attribute Value Theory (MAVT) (Pukkala et al. 1995, Lexer 2000, Ananda und Herath 2005, Ananda und Herath 2009). Die Methode basiert auf der Nutzentheorie und berücksichtigt die Wichtigkeit von unterschiedlichen Attributen (Indikatoren und ES) sowie deren Synergien und Konflikte (Uhde et al. 2015). Dabei werden mittels Gewichtungen für Indikatoren und ES unterschiedliche Präferenzen der Entscheider berücksichtigt. Weiterhin basiert MAVT auf indikatorspezifischen Wertfunktionen (Ananda und Herath 2009), welche mathematische Darstellungen menschlicher Bewertungen sind (Kapitel 3.1.4). Mittels einer additiven Nutzenfunktion lässt sich letzten Endes für jede waldbauliche Behandlungsstrategie ein Gesamtnutzenwert ermittelt (overall utility).

$$\text{overall utility} = \sum_{a=1}^m \lambda_a \left( \sum_{i=1}^n \lambda_i V_i(Y_i) \right)$$

$$\sum_{i=1}^n \lambda_i = 1 \quad \sum_{a=1}^m \lambda_a = 1$$

$V_i(Y_i)$  = mittels Wertfunktion normierter Nutzenwert für jeden Indikator

$\lambda_i$  = Gewichtungsfaktor für jeden Indikator, der zu einem ES gehört

$\lambda_a$  = Gewichtungsfaktor für jeden ES

### 3.1.4 Wertfunktionen – Standardisierung der Indikatoren

Die Wertfunktionen übersetzen die Resultate der Indikatoren in einen Nutzenwert, d.h. den Grad, in dem ein Entscheidungsziel erreicht wird. Der Nutzen ist dabei ein einheitsloser Wert zwischen null und eins, wobei 1 den höchstmöglichen und null den niedrigsten Nutzen repräsentieren. Die Form der Funktionen kann monoton zunehmend oder abnehmend sowie konkav oder konvex sein (Eisenführ et al. 2010, Demetriou 2014). Eine solche Normalisierung der Indikatoren mittels Wertfunktionen ist notwendig für deren Vergleichbarkeit, da Indikatoren jeweils unterschiedliche Ausprägungen der realen Verhältnisse erfassen (vgl. Kapitel 4.1.7, Abbildung 9).

Die Methoden zur Definition von Wertfunktionen können in zwei Kategorien eingeteilt werden: i) *linear scale transformation* und ii) *value function* Ansatz. Die Wahl der Methode hängt von dem Problem und der Art des Bewertungskriterium ab (Demetriou 2014).

i) Die populärsten *linear scale transformation* Methoden sind: Maximum-, Intervall- und die Zielmethode. Die ersten beiden verwenden den höchsten und niedrigsten Wert eines simulierten Datensatzes für die Transformation in eine Skala zwischen 0 und 1 (proportional oder nicht). Die Zielmethode verwendet dagegen einen Referenzwert, der einen idealen Wert oder einen Mindestwert (z.B. einen gewünschten Schwellenwert) darstellt, welcher den Bereich der Normierung definiert. Die Zielmethode ist daher unabhängig von den simulierten Ergebnissen. Alle drei Methoden nehmen eine lineare Beziehung zwischen den Indikatorresultaten und den standardisierten Nutzenwerten an, obwohl diese Beziehung in Wirklichkeit auch komplexer als linear sein kann. Der *value function* Ansatz hat diese Einschränkung nicht (Demetriou 2014).

ii) Die wichtigsten *value function* Methoden sind: die „direct-rating Methode“, die „difference standard sequence technique“ und die „midvalue Methode“, wobei direct rating am häufigsten verwendet wird (Beinat 1997, Eisenführ et al. 2010, Demetriou 2014). Mit dem *value function* Ansatz können komplexe Zusammenhänge zwischen der Realität und den Indikatorresultaten berücksichtigen werden. Er erfordert aber zusätzliche Daten oder Expertenwissen für die Standardisierung.

Der Vorteil der global definierten *value function* Methode und der Zielmethode ist ihre Allgemeingültigkeit. Wenn neue Alternativen oder neue Fallstudien ausgewertet werden, müssen die globalen Wertfunktionen nicht neu definiert werden. Die Maximum- und Intervallmethode erfordern in der Regel neue Schwellenwerte, was zumindest eine Überprüfung oder gar Anpassung der Funktionsverläufe bedeuten kann (Albert 2007). Die mit der Maximum- und Intervallmethode definierten Wertfunktionen sind somit nur für die jeweiligen Behandlungsstrategien gültig, die gemeinsam verglichen werden.

Obwohl die Standardisierungsmethoden scheinbar einfach sind, ist die zuverlässige Definition der Indikatorergebnisse ein wichtiger Schritt und entscheidend für den gesamten FMP-Prozess, da sie direkt die Rangfolge der Behandlungsstrategien beeinflusst (Eisenführ et al. 2010, Demetriou 2014).

Wird für die Standardisierung die Ziel- oder direct-rating Methode angewendet, müssen für die Wertfunktionen geeignete Minimum und Maximum Schwellenwerte definiert werden. Hierzu versuchten wir zuerst Werte aus der Literatur zu entnehmen. Sind Werte aus der Literatur vorhanden, wurden diese genommen. Sind keine relevanten Informationen vorhanden, wurden Daten aus dem dritten Schweizerischen Landesforstinventar (LFI) verwendet. Die Wertefunktionen, welche mit LFI-Daten standardisiert wurden, gelten somit nur für die Schweiz. Wenn weder Werte aus der wissenschaftliche Literatur noch aus dem LFI als Grundlage für die Festlegung von Schwellenwerten genutzt werden konnten, verwendeten wir die Beurteilung von Experten.

### 3.1.5 Umsetzung des multikriteriellen Entscheidungsmodell

Das indikatorbasierte multikriterielle Entscheidungsmodell wurde mittels der freien Programmiersprache R umgesetzt ([www.r-project.org](http://www.r-project.org)). Der Vorteil von R ist, dass sein Funktionsumfang durch eine Vielzahl von Paketen erweitert und somit auch für nicht statistische Problemstellungen aus diversen Anwendungsbereichen angepasst werden kann. Viele Pakete können dabei aus einer Liste der Entwicklungsumgebung R-Studio ausgewählt und verwendet werden. Zentrales Archiv für diese Pakete ist das Comprehensive R Archive Network (CRAN).

## 3.2 Verwendete Modelle

### 3.2.1 Simulation der Waldentwicklung

Für die Simulation der Waldentwicklung verwendeten wir den Waldwachstums-Simulator WaldPlaner. Dieser basiert auf der Waldwachstumsbibliothek TreeGrOSS (Tree Growth Open Source Software) der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt NW-FVA (Hansen und Nagel 2014). Das Modell wurde in einer früheren Studie, welche ebenfalls durch den Fonds zur Förderung der Wald- und Holzforschung finanziert wurde, als ein geeignetes Werkzeug für Waldbewirtschaftungs- und Planungsfragen ermittelt (Blattert et al. 2015, Blattert et al. 2016). Der Simulator ist auf der Homepage der NW-FVA frei verfügbar<sup>4</sup>.

Der Kern von TreeGrOSS ist ein distanzabhängiges Einzelbaumwachstumsmodell. Dieses besteht aus statistisch abgestützten Funktionen, welche das Durchmesser- und das Höhenwachstum der Bäume sowie die Veränderung der Kronendimensionen beschreiben. Weiter werden auch dichteabhängige und altersbedingte Mortalität sowie der Einwuchs neuer Bäume simuliert. Die Konkurrenz zwischen den Bäumen wird durch den Kronenkonkurrenzindex  $C66$  beschrieben, der für einen definierten Bereich um einen gegebenen Baum mit seinen Koordinaten  $x$  und  $y$  ( $C66_{xy}$ ) berechnet wird. Die  $C66_{xy}$  ist eine entscheidende Komponente bei der Berechnung des Wachstums, der dichteabhängigen Mortalität und der Einwuchswahrscheinlichkeit. Das Behandlungsmodul von TreeGrOSS bietet mehrere Algorithmen zur Simulation unterschiedlicher Massnahmen wie Pflanzung, Durchforstung, Endnutzung und Sortimentierung. Diese Kernfunktionen werden durch eine Reihe von Methoden ergänzt, um fehlende Daten wie Baumhöhen, Baumkoordinaten oder Kronenparameter zu berechnen.

Der Waldwachstums-Simulator WaldPlaner wurde dazu entworfen, um gleichzeitig eine grosse Anzahl von Beständen zu verarbeiten. Eingangsdaten können unter anderem Einzelbaumdaten aus Stichproben einer Betriebsinventur sein. Mit dem Simulator können verschiedene waldbauliche Behandlungsstrategien definiert und kurz bis langfristig (60 Jahre) simuliert werden. Die Simulation kann dabei in unterschiedlichen Intervallen erfolgen. Aufgrund der Parametrisierung des Wachstumsmodells sollte ein Simulationsintervall nicht länger als 10 Jahre sein. Ideal ist eine Intervalllänge von 5 Jahren. Die Simulationsabfolge innerhalb eines Intervalls sind Mortalität, Wachstum und Behandlung. Die Simulationsergebnisse werden für jedes Intervall gespeichert. Dadurch ist es möglich, parallel verschiedene Behandlungspfade zu simulieren und deren Resultate zu analysieren. Ausgangsdaten des Simulators bestehen aus Einzelbaumdaten wie Baumart, Alter, BHD, Höhe, Volumen, Kronenbreite und Kronenlänge sowie aggregierten Bestandeswerten wie z.B. Grundfläche und Bestandesvolumen. Die Einzelbaumdaten von allen Bäumen werden gespeichert (lebendig, tot oder

---

<sup>4</sup> [www.nw-fva.de/index.php?id=475](http://www.nw-fva.de/index.php?id=475) (April 2018)

geerntet), wodurch weitere Indikatoren auf Bestandes- oder Betriebsebene berechnet werden können, die nicht Teil der Standardausgabe des Simulators sind.

### 3.2.2 Validierung des Modells

Der Waldwachstums-Simulator ist mit Daten der NW-FVA parametrisiert. Wir gehen jedoch davon aus, dass der Simulator für die Anwendung im geplanten Fallbeispiel (Kapitel 3.3.1) geeignet ist. Zudem wurde das Modul für das Baumwachstum (TreeGrOSS) in früheren Studien bereits mit Daten aus Österreich (Vospernik et al. 2010, Vospernik et al. 2015) und der Schweiz evaluiert (Vospernik et al. 2015). In diesen Untersuchungen wurde es als hinreichend genau betrachtet, um das Bestandeswachstum der wesentlichen Hauptbaumarten abzubilden. Dennoch haben wir zunächst die Validität des Simulators anhand von Inventurdaten aus dem Fallbeispiel geprüft, um sicherzustellen, dass das Modell die Bestandesdynamik im Untersuchungsgebiet hinreichend genau abbildet.

Die Validierung eines Simulators ist ein wichtiger Schritt (siehe z.B. Vanclay und Skovsgaard (1997), (Pretzsch und Ďurský 2001)). Sie gibt den Grad der Genauigkeit an, mit dem ein Modell das simuliert, was es vorgibt zu simulieren. Die wichtigste Validierung von Wuchsmodellen besteht im quantitativen Vergleich zwischen Modellprognose und wirklichem Wuchsverhalten. Diese stützt sich u. a. auf die Verzerrung oder Bias, welche der mittleren Differenz zwischen Prognose und Wirklichkeit entspricht.

$$\bar{e} = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - X_i)}{n}$$

$\bar{e}$  = Bias

$x_i$  = Ergebnisse der Simulation

$X_i$  = wirkliche Entwicklung

$n$  = Anzahl betrachteter Elemente

Die systematische Abweichung vom wahren Wert kann auch prozentual in Relation zum mittleren Beobachtungswert ausgedrückt werden.

$$\bar{e}\% = (\bar{e} \cdot 100) / \bar{X}$$

$\bar{e}\%$  = relativer Bias

$\bar{X}$  = mittlerer Beobachtungswert

Im Fallbeispiel des Forstbetriebes Wagenrain wurden die Daten aus der Betriebsinventuren von 1996 1986 und 2011 herangezogen, um den Waldwachstums-Simulator auf seine Validität zu überprüfen. Mit den Inventurdaten wurden im Simulator Modellbestände generiert (Kapitel 3.3.2) und mit der Strategie "business as usual" (BAU) in fünf Jahresschritten bis 2011 simuliert (Kapitel 3.3.3). Die Endzustände wurden anschliessend mit den im Modell generierten Beständen der Inventur von 2011 verglichen.

### 3.2.3 Ökonomische Bewertung

Die ökonomischen Bewertungen basieren auf zukünftig erwarteten erntekostenfreien Erlösen. Für die Abbildung der Erlössituation werden die simulierten Einzelbäume mit dem im WaldPlaner implementierten Sortimentierer in vermarktbar Sortimente eingeteilt. Hierzu wurde das Modul an die Sortimentsdefinitionen der Schweizer Handelsgebräuche angepasst (Starck 2010). Dabei wurden

Kurzholz-Sortimente der Längenklasse L1 berücksichtigt, welche vor allem durch die Minimum- und Maximum-Länge (3 - 6m), den Mitteldurchmesser und den Zopfdurchmesser definiert sind.

Die entsprechenden Holzpreise zu den verschiedenen Hauptbaumarten und Sortimenten wurden den Empfehlungen zum Rundholzverkauf der Holzproduzenten der Kantone Aargau, beide Basel, Bern und Solothurn entnommen ([www.awv.ch](http://www.awv.ch)). Die Qualitätseinteilung (A,B,C,D) basiert auf Erfahrungswerten des Betriebes Wagenrain (Rosset et al. 2009). Für Nadelholz wurden die Anteile der Fichte und für Laubholz die Anteile der Buche unterstellt (Tabelle 2).

Ausgehend von den Holzpreisen und den Qualitätsanteilen wurden mittlere Preise je Sortiment berechnet. Für die Laubbäume, die nicht in Tabelle 3 enthalten sind, wurden die Preise für Buche unterstellt, für sonstige Nadelbäume die Preise für Fichte.

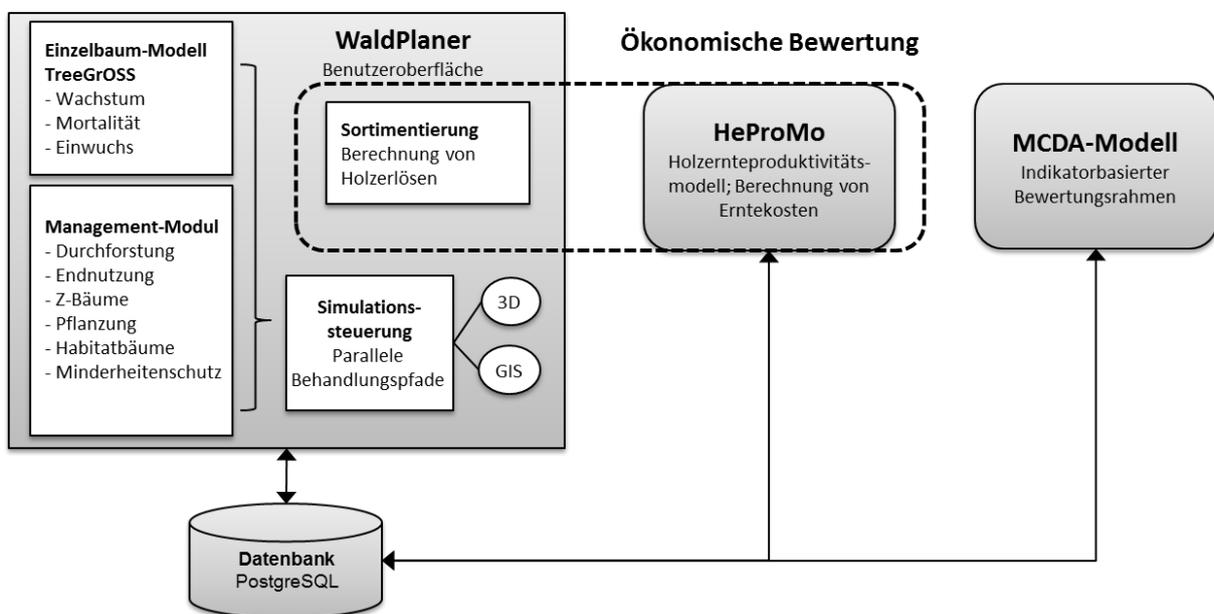


Abbildung 2: Das gesamte Entscheidungssystem setzt sich aus dem im Rahmen dieses Projektes entwickelten multikriteriellen Entscheidungsmodell (MCDA-Modell) sowie dem Modell für die Waldwachstumssimulation (WaldPlaner) und dem Modell für die Berechnung der Holzernteproduktivität (HeProMo) zusammen.

Tabelle 2: Qualitätsanteile nach Dimensionsklassen für Buche und Fichte.

| Sortiment | Buche |      |      |     | Fichte |      |      |     |
|-----------|-------|------|------|-----|--------|------|------|-----|
|           | A     | B    | C    | D   | A      | B    | C    | D   |
| L1 6      | 0,05  | 0,4  | 0,35 | 0,2 | 0,05   | 0,35 | 0,4  | 0,2 |
| L1 5      | 0,03  | 0,37 | 0,4  | 0,2 | 0,05   | 0,4  | 0,35 | 0,2 |
| L1 4      | 0,02  | 0,28 | 0,5  | 0,2 | 0      | 0,4  | 0,4  | 0,2 |
| L1 3b     | 0,02  | 0,18 | 0,5  | 0,3 | 0      | 0,4  | 0,4  | 0,2 |
| L1 3a     | 0,02  | 0,18 | 0,5  | 0,3 | 0      | 0,4  | 0,4  | 0,2 |
| L1 2b     | 0     | 0    | 0    | 1   | 0      | 0,3  | 0,5  | 0,2 |
| L1 2a     | 0     | 0    | 0    | 1   | 0      | 0,3  | 0,5  | 0,2 |
| L1 1b     | 0     | 0    | 0    | 1   | 0      | 0,3  | 0,5  | 0,2 |
| L1 1a     | 0     | 0    | 0    | 1   | 0      | 0    | 0    | 1   |
| Restholz  | 0     | 0    | 0    | 1   | 0      | 0    | 0    | 1   |

Tabelle 3: Gewichtete Durchschnittspreise (CHF m<sup>-3</sup>) je Sortiment für die wesentlichen Baumarten.

| Sortiment | Fraxinus excelsior | Abies alba | Acer pseudoplatanus | Fagus sylvatica | Larix decidua | Picea abies | Pinus sylvestris | Quercus robur |
|-----------|--------------------|------------|---------------------|-----------------|---------------|-------------|------------------|---------------|
| L1 1a     | 50,00              | 50,00      | 50,00               | 50,00           | 60,00         | 50,00       | 60,00            | 60,00         |
| L1 1b     | 50,00              | 57,00      | 50,00               | 50,00           | 66,00         | 65,00       | 60,00            | 60,00         |
| L1 2a     | 50,00              | 75,00      | 50,00               | 50,00           | 87,00         | 83,00       | 70,50            | 60,00         |
| L1 2b     | 50,00              | 83,00      | 50,00               | 50,00           | 98,00         | 91,00       | 72,00            | 60,00         |
| L1 3a     | 75,70              | 85,00      | 75,00               | 69,20           | 142,00        | 93,00       | 77,00            | 97,30         |
| L1 3b     | 77,20              | 87,00      | 96,00               | 74,20           | 174,00        | 95,00       | 83,00            | 115,10        |
| L1 4      | 94,50              | 99,00      | 140,00              | 79,70           | 222,00        | 107,00      | 97,00            | 161,10        |
| L1 5      | 112,22             | 113,05     | 188,66              | 88,98           | 264,90        | 125,25      | 111,65           | 208,86        |
| L1 6      | 122,20             | 114,05     | 229,60              | 95,55           | 275,40        | 126,25      | 115,90           | 239,60        |
| Restholz  | 50,00              | 50,00      | 50,00               | 50,00           | 50,00         | 50,00       | 50,00            | 50,00         |

Für die Berechnung der Erntekosten wurden vier Ernteverfahren definiert (Tabelle 4). Das erste Verfahren repräsentiert ein motormanuelles Pflegeverfahren. Das zweite beschreibt ein vollmechanisiertes Verfahren, bei welchem das Fällen der Bäume durch einen Radharvester und der Transport zur Waldstrasse mit einem Forwarder erfolgen. Im dritten Verfahren werden die Bäume motormanuell gefällt und der Transport zur Waldstrasse erfolgt mit dem Forwarder. Um die Verhältnisse im Alpenraum abbilden zu können, wurde zusätzlich ein Verfahren für Steillagen definiert. Dieses setzt sich zusammen aus motormanueller Holzernte und Rücken mit dem Kombiseilgerät. Anhand der Schwellenwerte Hangneigung, minimaler und maximaler mittlerer BHD des ausscheidenden Bestandes sowie der festgelegten Priorität (Reihenfolge anhand derer die Verfahren auf ihre Eignung geprüft werden), wird für jeden Bestand ein Ernteverfahren bestimmt. Die Erntekosten je Verfahren werden anschliessend modellintern mit dem erweiterten Holzernteproduktivitätsmodell HeProMo<sup>5</sup> (Frutig et al. 2009) berechnet. HeProMo quantifiziert die Dauer der Arbeitszeiten (Holzernteproduktivität) für die jeweiligen Teilprozesse Fällen/Aufarbeiten und Transport. Basierend auf der Produktivität und dem Kostenansatz je Verfahren werden die Erntekosten berechnet. Eingangsgrössen für HeProMo

<sup>5</sup> [www.waldwissen.net/technik/holzernte/kalkulation/wsl\\_hepromo/index\\_EN](http://www.waldwissen.net/technik/holzernte/kalkulation/wsl_hepromo/index_EN) (April 2018)

sind dabei je nach Teilmodul unter anderem der mittlere BHD, das Volumen und der Laubholzanteil des ausscheidenden Bestandes sowie die entsprechende Hangneigung.

**Tabelle 4: Abgebildete Ernteverfahren sowie ihre entsprechenden Kostenansätze und Schwellenwerte für die Zuordnung eines Ernteverfahrens je Bestand.**

| Ernteverfahren     | (Fällen/Aufarbeiten)<br>(Rücken) | Kosten-<br>ansatz<br>(CHF Std <sup>-1</sup> ) | Maximale<br>Hangneigung<br>(% 100 <sup>-1</sup> ) | Minimaler<br>ØBHD<br>(cm) | Maximaler<br>ØBHD<br>(cm) | Priorität |
|--------------------|----------------------------------|---|---|---------------------------|---------------------------|-----------|
| 1 Pflege           | Motormanuell                     | 84  | 999   | 0                         | 12                        | 1         |
|                    | -                                | -   |   |                           |                           |           |
| 2 Vollmechanisiert | Radharvester                     | 320   | 0,4   | 12                        | 75                        | 2         |
|                    | Forwarder                        | 200   |   |                           |                           |           |
| 3 Motormanuell     | Motormanuell                     | 84  | 0,4   | 75                        | 999                       | 3         |
|                    | Forwarder                        | 200   |   |                           |                           |           |
| 4 Steillagen       | Motormanuell                     | 84  | 999   | 12                        | 999                       | 4         |
|                    | Kombiseilgerät                   | 340   |   |                           |                           |           |

### 3.3 Anwendung am Fallbeispiel

#### 3.3.1 Betrieb Wagenrain

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im Schweizer Mittelland (Kanton Aargau) und hat eine Grösse von 440 Hektar (Abbildung 3). Es ist Teil des Forstbetriebes Wagenrain (Gesamtfläche 960 Hektar), welcher im Besitz von fünf Ortsbürgergemeinden ist. Das Gebiet liegt auf einer Höhe zwischen 360 – 470 m.ü.M. Die mittlere Jahrestemperatur beträgt ca. 9,5 °C und der mittlere Jahresniederschlag liegt bei rund 850 mm. Die Standorte in Wagenrain reichen von guten bis sehr guten Böden. Der mittlere jährliche Zuwachs beläuft sich nach der letzten Betriebsinventur im Jahr 2011 auf ca. 10 m<sup>3</sup>ha<sup>-1</sup>Jahr<sup>-1</sup> und der durchschnittliche Vorrat umfasst ca. 270 m<sup>3</sup>ha<sup>-1</sup>.

Die Hauptbaumarten sind Fichte (*Picea abies*, 44 %), Buche (*Fagus sylvatica*, 13 %), Birke (*Betula pubescens*, 10 %), Ahorn (*Acer pseudoplatanus* & *platanooides*, 9 %), Eiche (*Quercus robur* & *petraea*, 6 %) und Esche (*Fraxinus excelsior*, 6 %). Andere Nadelbaumarten die vorkommen sind Tannen (*Abies alba*), Föhre (*Pinus sylvestris*), Lärche (*Larix decidua*) und Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*). Weitere Laubbaumarten sind Linde (*Tilia cordata*) und Kirsche (*Prunus avium*). Die Struktur der Bestände ist grösstenteils einschichtig und gemischt. Die Altersklassen sind jedoch gut verteilt mit genügend Anteilen an Jungwuchs/Dickung, Stangen- und Baumholz.

Das am häufigsten angewendeten waldbauliche Endnutzungsverfahren ist der Femelschlag, welcher eingeleitet wird sobald die Bäume einen gewünschten Zieldurchmesser erreicht haben. Das gesamte Gebiet hat ein dichtes Waldstrassennetz (100 mha<sup>-1</sup>) und das flache Gelände kann von Erntemaschinen gut befahren werden. Bis 2007 wurde die gesamte Waldfläche bewirtschaftet. Seither hat der Betrieb einen Vertrag mit dem Kanton für die Erhaltung einiger besonderer Eichen-Sonderwaldreservate und Naturreservate. Die gesamte Waldbewirtschaftung und -planung wird durch die übergeordnete kantonale Waldentwicklungsplanung geregelt (Kanton Aargau 2016). Ein detaillierter Betriebsplan für die nahe Zukunft ergänzt diese Regelungen (Bader 2016). Die wichtigsten Betriebsziele sind Holzproduktion und Naturschutz (Biodiversität). Daneben spielt die Erholung eine wichtige Rolle, da sich die Fläche in einem dicht besiedelten Gebiet befindet. Darüber hinaus

sollen die Wälder zukünftig einen wesentlichen Beitrag zur Erfüllung der Reduktionsziele für Treibhausgase leisten, denen sich die Schweiz im Rahmen des Kyoto-Protokolls verpflichtet hat. Somit ist die Kohlenstoffspeicherung ein weiteres wichtiges Ziel des Betriebes (BAFU 2013, Rigling und Schaffer 2015).

### 3.3.2 Initialisierung der Bestände im Simulator

Die Waldstruktur, respektive die Bestände im Simulator, wurden auf Basis der Daten der Betriebsinventur aus dem Jahr 2011 initialisiert. Die Inventur umfasst 366 Stichproben, die sich gleichmässig auf dem Untersuchungsgebiet in einem Raster von 120m bis 80m verteilen (Abbildung 3). Jede Stichprobe repräsentiert eine Kreisfläche mit der Grösse von 400m<sup>2</sup>. Auf den Stichproben wurden zu jedem Einzelbaum der BHD (Bäume  $\geq 12$ cm), die Baumart und seine Position erfasst (Azimut und Distanz zum Stichprobenzentrum). Für dieses Stichprobendesign wurde ein spezielles Plugin für den Waldplaner programmiert, welches dem Simulator erlaubt, die Daten einzulesen und aus jedem Stichprobenplot einen virtuellen Bestand mit einer Grösse von 0,2 Hektar zu generieren. Dazu werden Duplikate der aufgenommenen Stichprobenbäume auf der erweiterten Bestandesfläche verteilt. Mit einer Zufallsmethode werden dabei die Koordinaten für die Bäume bestimmt und eine möglichst gleichmässige Besetzung der Bestandesfläche mit Baumkronen angestrebt (vgl. Hansen und Nagel (2014)). Diese Erweiterung der Stichprobenfläche ist notwendig, um eine Simulation der Bestandesbehandlung zu ermöglichen.

Der Wachstums-Simulator benötigt für die Bestandesinitialisierung ferner die Höhe und das Alter jedes Baumes. Da diese Informationen aus der Inventur nicht verfügbar waren, haben wir die Baumhöhe und das Alter mit einem Modell geschätzt. Das Höhenmodell ist unterteilt nach Nadel- und Laubholz und wurde anhand einer früheren Inventur aus dem Jahre 1986 abgeleitet, bei welcher die Höhen einzelner vorherrschender Bäume auf den Stichproben gemessen wurden. Als unabhängige Variable wird der BHD des Einzelbaumes verwendet. Das Altersmodell wurde separat für die wesentlichen Hauptbaumarten anhand der Ertragstafeln hergeleitet. Als unabhängige Variablen werden der BHD des Einzelbaumes und die Standortsqualität (Bonität) verwendet. Informationen über die Standortsqualität sind aus den Bestandesbeschreibungen des Betriebes verfügbar. Die Herleitung der Höhe und des Alter eines jeden Baumes spielen eine entscheidende Rolle für die spätere Simulation, da die Standortqualität im WaldPlaner durch eine altersabhängige Oberhöhenbonität repräsentiert wird.

Von den 366 Stichproben enthielten 19 keine aufgenommenen Bäume in den Inventurdaten. Diese Flächen enthalten in der Realität jedoch sehr wohl Bäume, allerdings liegt deren BHD unter der Kluppschwelle von 12 cm. Für die Simulation der Waldentwicklung benötigt der WaldPlaner allerdings einen Ausgangbestand. Zu diesem Zweck wurde gemeinsam mit dem Betriebsleiter für die 19 Stichproben eine fiktive Pflanzung angelegt, mit den Baumarten Fichte, Tanne, Buche und Bergahorn. Diese Pflanzung kommt der realen Baumartenzusammensetzung an den jeweiligen Stichproben sehr nahe.

### 3.3.3 Waldbauliche Behandlungsstrategien

Für die Simulation der zukünftigen Waldentwicklung wurden im Simulator fünf waldbauliche Behandlungsstrategien definiert: business as usual (BAU), integrated biodiversity conservation (BC-int), segregated biodiversity conservation (BC-seg), intensive management (INTENS) und no management

(NO). Die Strategien wurden gemeinsam mit dem Leiter des Forstbetriebs definiert und folgen den für den Betrieb gültigen Bewirtschaftungsrichtlinien (Bader 2016, Kanton Aargau 2016). Die detaillierten Einstellungen der Strategien im WaldPlaner sind in Tabelle 5 dargestellt. Die Behandlungsstrategien werden in Simulationsintervallen von fünf Jahren über einen Zeitraum von fünfzig Jahren simuliert (2011 bis 2061). Die fünf Strategien können wie folgt beschrieben werden:

#### *Business as usual (BAU)*

- Repräsentiert die Bewirtschaftung bis 2007, bevor das Eichensonderwaldreservat und die Naturreservate eingerichtet wurden.
- Die Strategie dient als Basisreferenz und wurde unter anderem zur Validierung des Wachstums-Simulators verwendet (Kapitel 3.2.2).

#### *Integrated biodiversity conservation (BC-int)*

- Ziel der Strategie ist es, die Biodiversität in einem integrativen Ansatz auf der gesamten bewirtschafteten Fläche zu fördern
- Seltene Baumarten (Minderheiten) werden geschützt
- Alte/dicke Bäume werden der Nutzung entzogen, um gezielt sogenannte Habitatbäume im Bestand zu erzeugen (Zielwert von 10 Stück ha<sup>-1</sup>)
- Im Zuge der Endnutzung werden 30 % der Überschirmung erhalten
- Zielstärken werden erhöht, um die Umtriebszeit zu verlängern
- Durchforstungsintensität wird verringert
- Minimale und maximale Nutzungsmengen je Durchforstung und Endnutzung sind verringert
- Diese extensive Bewirtschaftung soll die natürliche Mortalität fördern und damit den Totholzanteil erhöhen

#### *Segregated biodiversity conservation (BC-seg)*

- Gemeinsam mit dem Betriebsleiter wurde die Fläche in drei Zonen eingeteilt, die jeweils mit einer anderen Strategie bewirtschaftet werden (Abbildung 3)
- 37 Stichprobenbestände werden nicht bewirtschaftet (Strategie NO). Dies repräsentiert 10% der Fläche, die aus der Nutzung genommen und als Naturreservat oder Totholzinseln dienen
- 73 Stichprobenbestände (20%) werden in Anlehnung an die kantonalen Vorgaben als Eichensonderwaldreservat ausgeschieden. Diese Bestände werden extensiv bewirtschaftet, d.h. vergleichbar der Strategie BC-int
- Die übrigen Flächen (70%) werden für die Holzproduktion mit der Strategie INTENS bewirtschaftet

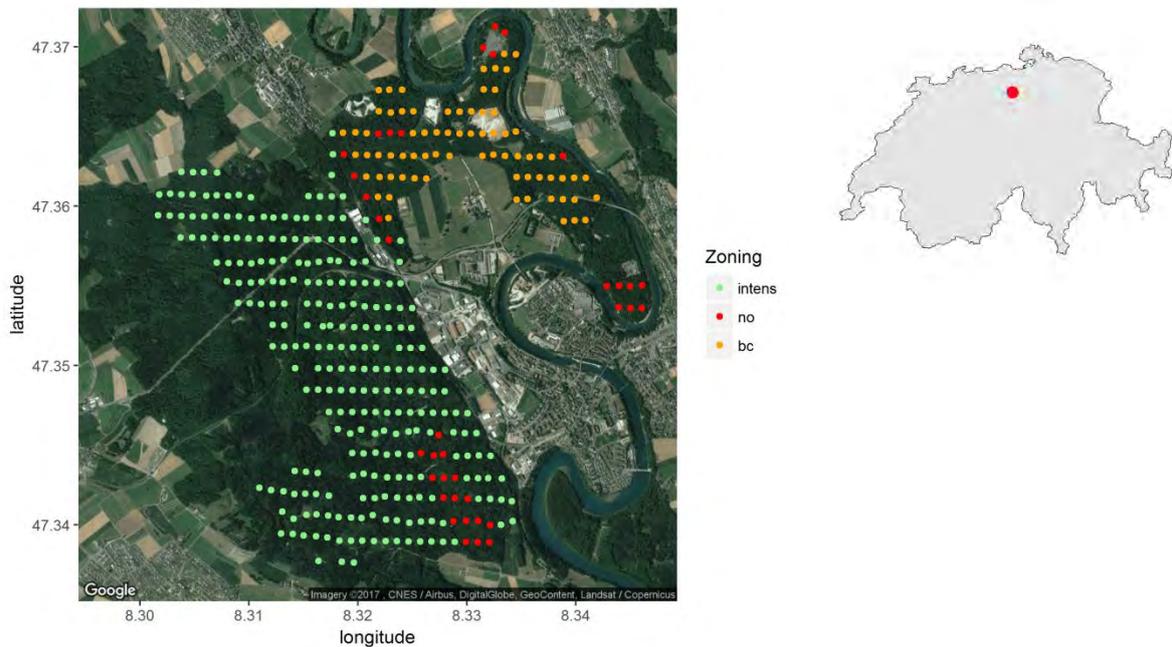
Die Strategie INTENS und NO wurden zusätzlich als separate Strategien auf dem gesamten Untersuchungsgebiet angewendet. Ihre Ergebnisse dienen dabei vor allem als obere und untere Benchmarks bei der Strategiebewertung (Standardisierung der Indikatorresultate).

*Intensive management (INTENS)*

- Steht für eine Strategie, bei der im Vergleich zur Strategie BAU stärker in den Bestand eingegriffen wird (z.B. Bereitstellung von Biomasse für energetische Zwecke)
- Zielstärken werden verringert, um die Umtriebszeiten zu verkürzen
- Durchforstungsintensität wird verstärkt
- Minimale und maximale Nutzungsmengen je Durchforstung und Endnutzung sind erhöht

*No management (NO)*

- Es finden keine Eingriffe im Bestand statt
- WaldPlaner simuliert lediglich die stattfindenden Wachstums-, Konkurrenz- und Mortalitätsprozesse



**Abbildung 3: Lage des Betriebes Wagenrain in der Schweiz (rechts) und Verteilung der 366 Stichproben sowie die Einteilung in Zonen für die segregativen Strategien (links): 37 Stichproben (10%) als Naturreservat/Totholzinsel (Strategie NO), 73 Stichproben (20%) als Eichenreservat (extensive Bewirtschaftung vergleichbar BC-int) und 256 Stichproben mit intensiver Bewirtschaftung (Strategie INTENS).**

**Tabelle 5: Verwendete Parameter zur Definition der verschiedenen Behandlungsstrategien im Waldwachstums-Simulator WaldPlaner (vgl. mit Benutzeroberfläche, Abbildung 4). Strategie BC-int ist eine Kombination aus den Strategien INTENS, NO und BC-seg.**

|   | Grundeinstellung im WP  | BAU   | INTENS   | BC-seg  | NO   |
|---|---|---|--|---|------|
| Einwuchs  | Ja  | Ja  | Ja   | Ja  | Ja   |
| Eingriffe simulieren                            | Ja  | Ja  | Ja   | Ja  | Nein |
| Pflanzungen                                     | Ja  | Ja  | Ja   | Nein  | -    |
| Minderheitenschutz                              | Nein  | Ja  | Nein   | Ja  | -    |
| Habitatbäume ( $\text{ha}^{-1}$ )               | 1   | 1   | 0  | 10  | -    |
| Bäume ab einem BHD schützen (cm)                | Nein  | 90  | Nein   | 90  | -    |
| Mindestüberschirmung erhalten (%)               | 0   | 0   | 0  | 30  | -    |
| Durchforstung                                   | Einzelbaum  | Einzelbaum  | Einzelbaum   | Einzelbaum  | -    |
| Restl. Fläche Durchforsten                      | Ja  | Ja  | Ja   | Ja  | -    |
| Endnutzung                                      | Zielstärke  | Automatisch   | Automatisch  | Automatisch   | -    |
| Zielstärke (cm)                                 | Ei 80,<br>Bu 60,<br>Alh 60 / Aln 40,<br>Fi 45,<br>Dgl 65,<br>Kie 45;<br>Lä 60 | Ei 80,<br>Bu 60,<br>Alh 60 / Aln 40,<br>Fi 45,<br>Dgl 80,<br>Kie 60,<br>Lä 80 | <i>(BAU - 5 cm)</i><br>Ei 75,<br>Bu 55,<br>Alh 55 / Aln 35,<br>Fi 40,<br>Dgl 75,<br>Kie 55,<br>Lä 75 | <i>(BAU + 5cm)</i><br>Ei 85,<br>Bu 65,<br>Alh 65 / Aln 45,<br>Fi 50,<br>Dgl 85,<br>Kie 65,<br>Lä 85 | -    |
| Z-Bäume   | Ei 80,<br>Bu 100,<br>Alh/Aln 80,<br>Fi 200,<br>Dgl 120,<br>Kie 180,<br>Lä 120 | Ei 60,<br>Bu 100,<br>Alh/Aln 80,<br>Fi 200,<br>Dgl 80,<br>Kie 180,<br>Lä 80   |  |   | -    |
| Endn. Masse pro Hieb ( $\text{Vfm ha}^{-1}$ )   | Min. 10<br>Max. 100   | Min. 50<br>Max. 100   | Min. 100<br>Max. 200   | Min. 25<br>Max. 50 (Ei 100)   | -    |
| Durchf. Masse pro Hieb ( $\text{Vfm ha}^{-1}$ ) | Min. 10<br>Max. 40  | Min. 25<br>Max. 70  | Min. 35<br>Max. 90   | Min. 15<br>Max. 35  | -    |
| Durchf. Intensität                              | 1   | 1   | 1,1  | 0,9   | -    |
| Räumen bei Pflanzung / finalen Räumen           | Ja  | Ja  | Ja   | Ja  | -    |

**Simulationsparameter**  
Spezifizieren Sie hier die Simulationsparameter  
(Die Einstellungen können in verschiedenen Dateien gespeichert werden)

kein Zufall  Einwuchs simulieren  
 Eingriffe simulieren externe WET-Definition   
 pflanzen  
 Rückegassen (Abstand, Breite):    
 Minderheitenschutz Anzahl Habitatbäume   
 Bäume mit BHD >= x schützen   
 Mindestüberschirmung erhalten   
 Durchforstung   restl. Fläche Durchforsten  
 Endnutzung

Einstellungen Baumartengruppe

| Artgruppe (Name) | Artgruppe | Zielstärke [cm] | Durchforstung (Höhe [m];ßGrad;...)  | Z-Bäume | Baumarteneinstellungen überschrieben |
|------------------|-----------|-----------------|---|---------|--------------------------------------|
| Eiche            | 100       | 80              | 14.0;0.55;18.0;18.0;0.60;20.0;20.0;0.65;24.0;24.0;0.70;100.0                | 80      | <input checked="" type="checkbox"/>  |
| Buche            | 200       | 60              | 16.0;0.55;22.0;22.0;0.60;26.0;26.0;0.65;32.0;32.0;0.70;100.0                | 100     | <input checked="" type="checkbox"/>  |
| Alh              | 300       | 60              | 12.0;0.55;18.0;18.0;0.60;24.0;24.0;0.65;100.0                               | 80      | <input type="checkbox"/>             |
| Aln              | 400       | 40              | 12.0;0.55;18.0;18.0;0.60;24.0;24.0;0.65;100.0                               | 80      | <input type="checkbox"/>             |
| Fichte           | 500       | 45              | 14.0;0.50;20.0;20.0;0.55;26.0;26.0;0.60;32.0;32.0;0.65;100.0                | 200     | <input checked="" type="checkbox"/>  |
| Douglase         | 600       | 65              | 14.0;0.50;20.0;20.0;0.55;26.0;26.0;0.60;32.0;32.0;0.65;38.0;38.0;0.70;100.0 | 120     | <input checked="" type="checkbox"/>  |
| Kiefer           | 700       | 45              | 12.0;0.60;18.0;18.0;0.65;22.0;22.0;0.70;100.0                               | 180     | <input checked="" type="checkbox"/>  |
| Lärche           | 800       | 60              | 12.0;0.7;20.0;20.0;0.75;26.0;26.0;0.8;100.0                                 | 120     | <input checked="" type="checkbox"/>  |

Durchforstung von Arteinstellungen

Einstellungen Hauptbaumart (Massen je Eingriff)

| HBA      | Code | Endn. - max [Vfm/ha] | Endn. (min) [Vfm/ha] | Durchf. - max [Vfm/ha] | Durchf. min [Vfm/ha] | Durchf. -intensität | Räumen bei Grundflächenhaltungsanteil | Räumen bei Planung und/oder finalen Räumen | ab U-% | Rückeg. von [m] | bis [m] | Verjüngungsgang |
|----------|------|----------------------|----------------------|------------------------|----------------------|---------------------|---------------------------------------|--|--------|-----------------|---------|-----------------|
| Eiche    | 100  | 100                  | 10                   | 40                     | 10                   | 1                   | 0.3                                   | <input checked="" type="checkbox"/>        | 0.4    | 10              | 12      |                 |
| Buche    | 200  | 100                  | 10                   | 40                     | 10                   | 1                   | 0.3                                   | <input checked="" type="checkbox"/>        | 0.3    | 12              | 16      |                 |
| Alh      | 300  | 100                  | 10                   | 40                     | 10                   | 1                   | 0.3                                   | <input checked="" type="checkbox"/>        | 0.3    | 10              | 12      |                 |
| Aln      | 400  | 100                  | 10                   | 40                     | 10                   | 1                   | 0.3                                   | <input checked="" type="checkbox"/>        | 0.4    | 8               | 10      |                 |
| Fichte   | 500  | 100                  | 10                   | 40                     | 10                   | 1                   | 0.3                                   | <input checked="" type="checkbox"/>        | 0.5    | 10              | 14      |                 |
| Douglase | 600  | 100                  | 10                   | 40                     | 10                   | 1                   | 0.3                                   | <input checked="" type="checkbox"/>        | 0.4    | 10              | 14      |                 |
| Kiefer   | 700  | 100                  | 10                   | 40                     | 10                   | 1                   | 0.3                                   | <input checked="" type="checkbox"/>        | 0.25   | 8               | 12      |                 |
| Lärche   | 800  | 100                  | 10                   | 40                     | 10                   | 1                   | 0.3                                   | <input checked="" type="checkbox"/>        | 0.4    | 8               | 10      |                 |

Abbildung 4: Benutzeroberfläche im WaldPlaner für die Definition von Behandlungsstrategien.

## 4 Ergebnisse

### 4.1 Indikatoren für das Entscheidungsmodell

Unter Berücksichtigung der genannten Anforderungen (Kapitel 3.1.1 und 3.1.2) wurde für jeden ES im Rahmen einer Literaturrecherche geeignete Indikatoren gesucht, um diese zu erfassen und zu bewerten. Die berücksichtigten ES sind: Schutz vor gravitationsbedingten Naturgefahren, Holzproduktion, Erholung, Biodiversität und Kohlenstoffspeicherung. Nachfolgend wird jeweils eine tabellarische Übersicht über die existierenden Ansätze zur Bewertung der ES gegeben und es werden die im Rahmen dieses Projektes ausgewählten Indikatoren dargestellt. Letztere werden zusammen mit ihrer Berechnungsgrundlage beschrieben. Die ausführliche Recherche ist beschrieben bei Blattert et al. (2017).

#### 4.1.1 Schutz vor gravitationsbedingten Naturgefahren

Die hier berücksichtigten Naturgefahren, gegenüber denen Wälder eine Schutzleistung bieten, sind:

- Steinschlag
- Lawinen
- Erdbeben und Erosion

Zu jeder dieser Naturgefahren wurde ein Index ermittelt, mit dessen Hilfe die Schutzleistung bewertet werden kann. Diese orientieren sich an den Empfehlungen von Cordonnier et al. (2013) und heißen: Rockfall Protection Index (RPI), Avalanche Protection Index (API) und Landslide Protection Index (LPI). Der RPI (Pardos et al. 2016), API und LPI (Irauschek et al. 2015, Pardos et al. 2016) wurden kürzlich in verschiedenen Fallbeispielen in den Alpen eingesetzt, um den Einfluss des forstlichen Managements und des Klimas auf die Schutzleistung zu untersuchen.

**Tabelle 6: Ansätze zur Bewertung der Schutzleistung von Wäldern gegenüber gravitationsbedingten Naturgefahren und ihre Eignung als Indikator für das FMP (+ = gut, o = möglich, - = nicht geeignet).**

| Ansatz/Name                           | Beschreibung   | Eignung |
|---------------------------------------|--|---------|
| Anforderungsprofile                   | Beschreiben Waldzustände, die eine hohe Schutzwirkung gegen Naturgefahren erwarten lassen (Frehner et al. 2005, Gauquelin und Courbaud 2006)   | o       |
| Gravitational Protection Forest Index | Index zur Beurteilung der Schutzleistung von Wäldern gegen alle gravitationsbedingten Naturgefahren (Briner et al. 2013)   | o       |
| Stand Density Index                   | Das schweizerische LFI berechnet den SDI (Reineke 1933, Daniel und Sterba 1980) zur Abschätzung der Schutzleistung von Inventurflächen gegen Steinschlag (Brändli und Herold 2001)   | o       |
| Rockfall Protection Index (i)         | Index zur Beurteilung der Schutzleistung gegen Steinschlag (Elkin et al. 2013)   | o       |
| Rockfall Protection Index (ii)        | Index zur Beurteilung der Schutzleistung gegen Steinschlag (Cordonnier et al. 2013)  | +       |
| Indicator                             | Drei Indikatoren zur Beurteilung der Schutzleistung gegen Steinschlag (Dupire et al. 2016)   | o       |
| Avalanche Protection Index (i)        | Index zur Beurteilung der Schutzleistung gegen Schneelawinen (Elkin et al. 2013)   | o       |
| Avalanche Protection Index (ii)       | Index zur Beurteilung der Schutzleistung gegen Schneelawinen (Cordonnier et al. 2013, Irauschek et al. 2015)   | +       |
| Schweizer LFI                         | Schwellenwerte für strukturelle Bestandesattribute zur Beurteilung der Schutzleistung gegen Schneelawinen (Brändli und Herold 2001)  | o       |
| Landslides Protection Index           | Schwelle für die Kronenüberschirmung zur Beurteilung der Schutzwirkung gegen Erdbeben und Erosion (Cordonnier et al. 2013, Irauschek et al. 2015)  | +       |
| PICUS Rock'n'Roll                     | 3D-Steinschlagmodell, berechnet Trajektorien von fallenden Gesteinen am Hang unter Berücksichtigung der Barrierewirkung von Bäumen (Woltjer M. et al. 2008, Rammer et al. 2010, Rammer et al. 2015)  | -       |
| RockyFor3D                            | 3D-Steinschlagmodell, berechnet Trajektorien von fallenden Gesteinen am Hang unter Berücksichtigung der Barrierewirkung von Bäumen (Dorren et al. 2006, Stoffel et al. 2006, Bigot et al. 2009, Radtke et al. 2014, Kajdiž et al. 2015)        | -       |
| RAMMS::ROCKFALL                       | 3D-Steinschlagmodell, berechnet Trajektorien von fallenden Gesteinen am Hang unter Berücksichtigung der Barrierewirkung von Bäumen (Christen et al. 2012, Leine et al. 2014)   | -       |
| Rockfor.NET                           | 2D-Steinschlagmodell, Bewertung der Schutzkapazität eines Waldes anhand einfacher Gesteins-, Hang- und Waldeigenschaften (Wehrli et al. 2006, Berger und Dorren 2007, Bigot et al. 2009, Dorren et al. 2015, Kajdiž et al. 2015)               | -       |
| RockCop                               | 2D-Steinschlagmodell, dieselben Prinzipien wie Rockfor.NET (Jancke et al. 2009)  | -       |
| TreeMig-Aval                          | Simuliert die Auswirkungen von strukturellen Waldeigenschaften auf räumlich explizite Lawinenfreisetzungen (Zurbriggen et al. 2014)  | -       |
| RAMMS::AVALANCHE                      | 3D-Lawinenmodell, Vorhersage von Auslaufdistanzen kleiner und mittlerer Lawinen unter Berücksichtigung struktureller Waldeigenschaften (Christen et al. 2010, Feistl et al. 2014a, Feistl et al. 2014b, Teich et al. 2014, Feistl et al. 2015) | -       |

(i) und (ii): Elkin et al. (2013) und Cordonnier et al. (2013) bezeichneten ihre Indizes mit demselben Namen

*Rockfall Protection Index (RPI)*

Der RPI basiert auf dem Prinzip des Tools RockforNet (Berger und Dorren 2007, Bigot et al. 2009, Dorren et al. 2015). Um den RPI für einen simulierten Bestand herzuleiten, wird ein Wert für die Probable Residual Hazard (PRH) berechnet. Der PRH kann mit dem Prozentsatz an Steinen/Felsen gleichgesetzt werden, die durch einen bewaldeten Abhang hindurchrollen und diesen verlassen können. PRH wird für den jeweils vorhandenen Bestand an einem Hang berechnet. Für die Berechnung des Index wird zuerst die dissipating maximal energy (DME) berechnet, die von einem Stein/Felsbrocken entwickelt werden kann. Anschliessend wird die current energy dissipation des Bestandes berechnet. Das Verhältnis von CED und DME ergibt letzten Endes den PRH Wert.

$$RPI = 1 - PRH = 1 - \frac{CED}{DME}$$

Für Bestände, in denen die Grundfläche (G)  $\geq 10\text{m}^2\text{ha}^{-1}$  ist, lautet die Formel für den PRH:

$$A = \frac{(\Phi_{rock} \times N \times 250 \times \cos(\text{slope}^\circ)) \times (EvG + (DcD \times 1.7)) \times 38.7 \times DBH^{2.31}}{3.352 \times 10^4 \times \left[ 0.5 \times \rho \times \pi \times \left(\frac{\Phi_{rock}}{2}\right)^3 \times \min \left( \sqrt{\left( 2 \times 9.81 \times \left( F_{ih} + \left( \frac{250}{\cos(\text{slope}^\circ)} \right) (\tan(\text{slope}^\circ) - 0.6) \right) \right)}; 0.64 \times \text{slope}^\circ \right)^2 \right] + 0.25 \times \rho \times \pi \times \left(\frac{\Phi_{rock}}{2}\right)^3 \times F_{ih}}$$

$$PRH = \max(0.01; 1 - A)$$

$$RPI = 1 - \max(0.01; 1 - A)$$

Für Bestände mit einer Grundfläche  $\leq 10\text{m}^2\text{ha}^{-1}$ :

$$B = \frac{(\Phi_{rock} \times N \times 250 \times \cos(\text{slope}^\circ)) \times (EvG + (DcD \times 1.7)) \times 38.7 \times DBH^{2.31}}{3.352 \times 10^4 \times \left[ 0.5 \times \rho \times \pi \times \left(\frac{\Phi_{rock}}{2}\right)^3 \times \min \left( \sqrt{\left( 2 \times 9.81 \times \left( F_{ih} + \left( \frac{250}{\cos(\text{slope}^\circ)} \right) (\tan(\text{slope}^\circ) - 0.6) \right) \right)}; 0.8 \times \text{slope}^\circ \right)^2 \right] + 0.25 \times \rho \times \pi \times \left(\frac{\Phi_{rock}}{2}\right)^3 \times F_{ih}}$$

$$PRH = \max(0.01; 1 - B)$$

$$RPI = 1 - \max(0.01; 1 - B)$$

Ein RPI von 99% bedeutet, dass die Schutzleistung sehr gut ist (99% der Steine/Felsen werden gestoppt.)

|               |  |              |
|---------------|--|--------------|
| N             | Stammzahl ( $\text{ha}^{-1}$ )                           |              |
| DBH           | mittlere Durchmesser (cm)                                |              |
| EvG           | Prozentsatz immergrüner Baumarten (Evergreen species)(%) |              |
| DcD           | Prozentsatz Laubbaumarten (Deciduous species) (%)        |              |
| slope°        | Hangneigung (Grad °)                                     |              |
| $\Phi_{rock}$ | Durchmesser des Steines/Felsbrocken (m)                  | default-Wert |
| P             | Dichte des Steines/Felsbrocken ( $\text{kg m}^{-3}$ )    | default-Wert |
| $F_{ih}$      | anfängliche Fallhöhe von der Felskante (m)               | default-Wert |

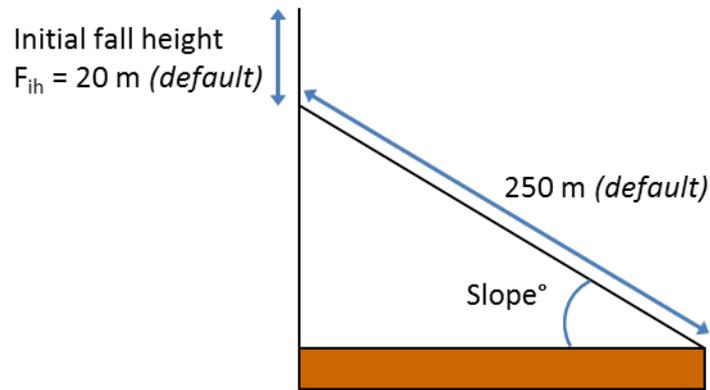


Abbildung 5: Informationen über das Gelände, die für die Berechnung des RPI notwendig sind (können als default Werte einfließen).

Tabelle 7: Unterschiedliche Typen von Steinen und Felsblöcken, die für die Berechnung des RPI verwendet werden können.

| Volumen | Gesteinsdurchmesser $\Phi_{\text{rock}}$ (m) | Gesteinsdichte $\rho$ (kg/m <sup>3</sup> ) |
|---------|--|--|
| 0,05    | 0,46   | 2400<br>2800<br>3000                       |
| 0,2     | 0,73   |  |
| 1       | 1,24   |  |
| 2,5     | 1,68   |  |
| 5       | 2,12   |  |

### Avalanche Protection Index (API)

Der API basiert, vergleichbar zum RPI, auf dem Verhältnis der aktuellen Bestandesstruktur und derer, die für eine optimale Schutzleistung notwendig ist (Cordonnier et al. 2013). Die zugrundeliegende Annahme für die Berechnung des API ist, dass für einen gegebenen mittleren BHD, die Bestandesgrundfläche (G) ein geeigneter Parameter ist, um die Interzeption und mechanischen Stabilitätseffekte zu bewerten.

Für immergrüne Nadelholzbestände lautet die Formel für die Berechnung des API:

$$API = \min \left[ \frac{G}{(0.2901 * DBH + 1.494) * (0.1333 * slope^{\circ} - 3)}; 1 \right]$$

Für gemischte (weniger als 70% an Nadelbäumen) und reine Laubholzbestände (sowie für Lärche) lautet die Formel:

$$API = \min \left[ \frac{G}{(0.528 * DBH + 1.5566) * (0.1333 * slope^{\circ} - 3)}; 1 \right]$$

Ein API von 1 bedeutet, dass die Schutzleistung sehr gut/effizient ist.

G Grundfläche des Bestandes (m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>)

DBH mittlerer Durchmesser (cm)

slope° Hangneigung (Grad °) (Die empfohlenen Hangneigungen liegen zwischen 28° und maximal 55° und einer Meereshöhe über 800m (Cordonnier et al. 2013))

### *Landslide Protection Index (LPI)*

Der LPI verwendet den Überschirmungsgrad der Kronen, um die Schutzleistung gegenüber Erdbeben und Erosion zu bewerten. Die entsprechenden Richtgrößen basieren auf den Empfehlungen von Frehner et al. (2007) und Gauquelin und Courbaud (2006).

|                                    |                 |
|------------------------------------|-----------------|
| Überschirmungsgrad < 30%           | → LPI = niedrig |
| Überschirmungsgrad ≥ 30% und < 60% | → LPI = mittel  |
| Überschirmungsgrad ≥ 60%           | → LPI = hoch    |

Der Index ist jedoch nur aussagekräftig für oberflächliche Erdbeben.

#### **4.1.2 Holzproduktion**

Die Bewertung der Holzproduktion erfolgt anhand der folgenden Indikatoren:

- Jährlich geerntetes Holzvolumen
- Jährlicher Zuwachs
- Verhältnis von Nutzung und Zuwachs (Nachhaltigkeit)
- Stehender Vorrat
- Annuität (jährlich konstanter Holzproduktionswert)

Für die Bewertung des ökonomischen Erfolges wird die Annuität gegenüber dem Net Present Value (NPV) und dem Land Expectation Value (LEV) bevorzugt (Tabelle 8). Im Gegensatz zum NPV und LEV entspricht die Annuität einem jährlich konstanten Holzproduktionswert, der während der waldbaulichen Produktion als Gewinnbeitrag entnommen werden kann. Die Annuität kann somit nicht nur für die Bewertung einer ganzen Umtriebszeit genutzt werden, sondern auch für kürzere Zeiträume (Möhring et al. 2006, Möhring und Rüping 2008, Hanewinkel et al. 2014). Diese flexiblen Perioden entsprechen somit eher der langfristigen forstlichen Planung und eignen sich besser für die Entscheidungsfindung.

Ein Vorteil der Annuität ist, dass der jährliche Wert leichter zu interpretieren ist als der NPV. Zudem können auf Basis dieses Wertes unterschiedliche Zeiträume und Bewirtschaftungsalternativen leichter verglichen werden. Weiterhin ist der Ansatz auch bei der Beurteilung wirtschaftlicher Verluste hilfreich, die entstehen können, wenn das Management auf die Förderung der Biodiversität ausgerichtet wird. Die Methode der Annuität kann somit helfen, Ausgleichszahlungen zu bestimmen (Möhring und Rüping 2008). Die Methode eignet sich weiterhin auch für die Bewertung negativer Holzproduktionswerte, die bei der Bewirtschaftung von Gebirgswäldern entstehen.

Eine Schwierigkeit der Annuität liegt, wie auch beim NPV und LEV, in der Wahl des richtigen Zinssatzes. Die Annuität kann jedoch für Waldbewirtschaftler erhebliche Vorteile bieten, indem sie zu einer besseren Kommunikation mit den Stakeholdern beitragen und die Kluft zwischen Entscheidungsfindung und ökonomischer Theorie verringern kann (Möhring et al. 2006).

Tabelle 8: Ansätze zur Bewertung der Holzproduktion und ihre Eignung als Indikator für FMP (+ = gut, o = möglich, - = nicht geeignet).

| Ansatz/Name         | Beschreibung   | Eignung |
|---------------------|--|---------|
| Holzproduktion      | Geerntetes Holzvolumen   | +       |
|                     | Zuwachs an Holzvolumen   | +       |
|                     | Stehender Holzvorrat   | +       |
| Nachhaltigkeit      | Verhältnis von Nutzung zu Zuwachs  | +       |
| Ökonomischer Erfolg | Net Present Value (NPV) (Klemperer 1996, Navarro 2003)   | +       |
|                     | Land Expectation Value (LEV) (Klemperer 1996, Dieter 2001, Navarro 2003)                         | +       |
|                     | Annuität; jährlich konstanter Holzproduktionswert (Möhring et al. 2006, Möhring und Rüping 2008) | +       |

### Jährlich geerntetes Holzvolumen:

Die jährliche genutzte Holzmenge ( $\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{Jahr}^{-1}$ ) fasst die genutzte Holzmenge über alle Baumarten und Durchmesserklassen zusammen.

$$\text{timber volume harvested} = \left( \sum_{a=x}^{x+n} V_{\text{harvested } a} \right) / n$$

### Jährlicher Zuwachs:

Der jährliche Zuwachs ( $\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{Jahr}^{-1}$ ) berechnet sich wie folgt:

$$\text{productivity} = \left( V_{\text{standing } x+n} + \sum_{a=x}^{x+n} V_{\text{harvested } a} + \sum_{a=x}^{x+n} V_{\text{mort } a} - V_{\text{standing } x} \right) / n$$

|                        |  |
|------------------------|--|
| $V_{\text{standing}}$  | stehendes Holzvolumen ( $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ )                        |
| $V_{\text{harvested}}$ | geerntetes Holzvolumen ( $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ )                       |
| $V_{\text{mort}}$      | infolge Mortalität abgestorbenes Holzvolumen ( $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ ) |
| $x$                    | Zeitpunkt an dem die Betrachtung beginnt (Jahr)                              |
| $n$                    | Dauer der Betrachtung (Jahre)  |
| $a$                    | Betrachtetes Simulationsintervall (Jahr)                                     |

### Verhältnis von Nutzung zu Zuwachs:

Das Verhältnis von Nutzung ( $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ ) zu Zuwachs ( $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ ) vermittelt eine Aussage über die Nachhaltigkeit der Holznutzung.

$$\text{sustainability} = \frac{\text{timber volume harvested}}{\text{productivity}}$$

### Vorrat

Die Bewertung des stehenden Vorrates erfolgt mithilfe des natürlichen Bestockungsgrades ( $B^\circ$ ), d.h. dem Quotient aus der Grundfläche eines behandelten Bestandes ( $G$ ) und der maximal möglichen

Grundfläche ( $G_{\max}$ ) eines gleichalten unbehandelten Bestandes auf dem gleichen Standort (Assmann 1956).

$$B^{\circ} = \frac{G}{G_{\max}}$$

Vorteile dieses Ansatzes sind i) junge Bestände mit geringen Vorräten werden gegenüber Altbeständen mit hohen Vorräten nicht schlechter bewertet, ii) Unter- oder Über-Bestockung mit negativem Einfluss auf den Zuwachs und die Bestandesstabilität fließen in die Bewertung mit ein.

### Annuität

Die Annuität ( $\text{CHF ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ ) entspricht einem jährlich konstanten Holzproduktionswert, der während der waldbaulichen Produktion als Gewinnbeitrag entnommen werden kann (Möhring et al. 2006, Möhring und Rüping 2008).

Formel zur Berechnung der Annuität über die **ganze Umtriebszeit** ( $u$ ), von Bestandesbegründung bis zur Endnutzung:

$$a_u = \left( \frac{A_u}{(1+i)^u} + \sum_{a=1}^u \frac{D_a}{(1+i)^a} - c \right) \cdot \frac{i \cdot (1+i)^u}{(1+i)^u - 1}$$

Bei der Formel zur Berechnung der Annuität für eine **kürzere Zeitperiode** von  $n$  Jahre wird Anstelle der Kulturkosten der Wert des Anfangsbestandes ( $A_x$ ) abgezogen:

$$a_n = \left( \frac{A_{x+n}}{(1+i)^n} - A_x + \sum_{a=x}^{x+n} \frac{D_a}{(1+i)^{a-x}} \right) \cdot \frac{i \cdot (1+i)^n}{(1+i)^n - 1}$$

|                  |  |
|------------------|--|
| $a_n$ bzw. $a_u$ | Annuität ( $\text{CHF ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ )                    |
| $u$              | Umtriebszeit   |
| $n$              | Dauer der Betrachtungsperiode in Jahren                                |
| $i$              | Zinssatz für die Diskontierung   |
| $c$              | Kulturkosten ( $\text{CHF ha}^{-1}$ )                                  |
| $D_a$            | Erntekostenfreier Holzerlös im Alter $a$ ( $\text{CHF ha}^{-1}$ )      |
| $A_u$            | Erntekostenfreier Abtriebswert im Alter $u$ ( $\text{CHF ha}^{-1}$ )   |
| $A_x$            | Erntekostenfreier Abtriebswert im Alter $x$ ( $\text{CHF ha}^{-1}$ )   |
| $A_{x+n}$        | Erntekostenfreier Abtriebswert im Alter $x+n$ ( $\text{CHF ha}^{-1}$ ) |

Für die Bewertung der Annuitäten im Rahmen dieses Projektes wird die Formel für kürzere Zeitperioden angewendet, da die Bewertung von den im Rahmen der Inventur erhobenen Zuständen ausgeht und „lediglich“ über 50 Jahre geht. Die Bestände können somit alle Entwicklungsstufen umfassen.

#### 4.1.3 Visuelle Attraktivität – Erholung

Es gibt verschiedenste Ansätze zur Bewertung der Erholungsleistung von Wäldern (Tabelle 9). Im Rahmen dieses Projektes wird der Ansatz von Edwards et al. (2010a, 2012a) verwendet, der die visuelle Attraktivität von Waldbeständen bewertet. Besonders attraktiven Wäldern wird hierbei eine höhere Erholungsleistung unterstellt. Der Ansatz bewertet dabei die Präferenzen der Bevölkerung für

die wichtigsten strukturellen Merkmale des Waldes. Die entsprechenden Präferenzen wurden im Rahmen einer europaweiten Studie erhoben. Deren Ziel war es, zu erforschen, inwieweit Verallgemeinerungen für Wälder als Erholungsstandorte hinsichtlich der visuellen Attraktivität aus Sicht der Allgemeinheit gemacht werden können.

**Tabelle 9: Ansätze zur Bewertung der Erholungsleistung von Wäldern und ihre Eignung als Indikator für FMP (+ = gut, o = möglich, - = nicht geeignet).**

| Ansatz/Name  | Beschreibung   | Eignung |
|--|--|---------|
| Contingent value Methode   | Monetäre Bewertung von nicht-direkt vermarktbareren Erholungsleistungen (Tyrväinen und Väänänen 1998, Tyrväinen 2001)  | -       |
| Travel cost Methode  | Monetäre Bewertung von nicht-direkt vermarktbareren Erholungsleistungen (Englin und Mendelsohn 1991, Willis und Garrod 1991)                                   | -       |
| Monetäre Bewertung   | Monetäre Bewertung von anfallenden Kosten für die Leistungserbringung (Opportunitätskosten, Unterhaltskosten) (Bateman 1994, Tyrväinen et al. 2009)            | o       |
| Trip generation function   | Modellierung der Anzahl von Waldbesuchen (Brainard et al. 2001, Hill et al. 2003, Jones et al. 2003, Hill und Courtney 2006)                                   | -       |
| Recreation Index   | Index zur Beurteilung der Erholungsleistung anhand der Zugänglichkeit und Bestandesstruktur (Köchli und Brang 2005)  | o       |
| Scenic Beauty Estimation   | Regressionsmodelle zur Beurteilung der visuellen Attraktivität der Bestandesstruktur (Arthur 1977, Schroeder und Daniel 1981, Brown und Daniel 1986)           | -       |
| Präferenz der Öffentlichkeit für Bestandestypen                  | Bewertung der visuellen Attraktivität basierend auf 60 Bestandestypen (Edwards et al. 2010b, Duncker et al. 2012a, Duncker et al. 2012b, Edwards et al. 2012b) | -       |
| Präferenz der Öffentlichkeit für strukturelle Bestandesattribute | Bewertung der visuellen Attraktivität basierend auf 12 strukturellen Bestandesmerkmalen (Edwards et al. 2010a, 2012a)  | +       |

Die Studie von Edwards et al. (2012a) ergab eine Liste von 12 strukturellen Bestandesattributen. Neun dieser Attribute lassen sich mit einem einzelbaumbasierten Waldwachstums-Simulator leicht abbilden. Dies sind:

- Grösse der Bäume im Bestand
- Variation der Baumgrösse innerhalb des Bestandes
- Variation im Baumabstand (Verteilung der Bäume)
- Ausdehnung der Baumbestockung (Kronenüberschirmung)
- Visuelles Durchdringen des Bestandes (Bestandesdichte)
- Anzahl/Variation an Baumarten im Bestand
- Ernterückstände von Durchforstungen und Endnutzungen
- Volumen an natürlichem Totholz
- Variation zwischen den Beständen

Nicht verwendete Strukturattribute zur Bewertung der Erholungsleistung sind:

- Dichte der Bodenvegetation (bis zu 50 cm) innerhalb des Bestandes; Grund: wird im Waldwachstums-Simulator nicht abgebildet.
- Grösse von Kahlschlägen; Grund: Kahlschläge entsprechen nicht der gängigen forstlichen Praxis in der Schweiz und werden bei der Simulation nicht verwendet.

- Naturnähe von Waldrändern; Grund: Waldränder werden im Simulator nicht abgebildet.

Ein weiterer Vorteil dieses Ansatzes ist, dass zu jedem strukturellen Attribut eine Beschreibung des Verlaufs der entsprechenden Wertfunktion angegeben wurde (ansteigend, abfallend, konvex oder konkav), welche für die multikriterielle Entscheidungsanalyse mit MAVT aufgegriffen werden kann.

Ein Nachteil dieses Ansatzes besteht darin, dass Infrastrukturen für die Erholung oder die Zugänglichkeit der Wälder nicht berücksichtigt werden. Diese Aspekte werden jedoch nicht durch Waldwachstumsmodelle simuliert oder durch verschiedene waldbauliche Behandlungsalternativen beeinflusst. Die Zugänglichkeit kann indirekt einfließen, indem nur solche Bestände für die Bewertung berücksichtigt werden, die sich innerhalb der Pufferzone entlang von Forststrassen befinden (vgl. z.B. Köchli und Brang (2005)).

Nachfolgend werden die neun Indikatoren bzw. Strukturattribute, die mittels des Waldwachstums-Simulators abgebildet werden können, dargestellt.

### *Grösse der Bäume im Bestand*

Die Grösse der Bäume im Bestand wird über die Oberhöhe gemessen (mittlerer Höhe der 100 stärksten Bäume). Bei der in unserem Fall simulierten Bestandesfläche von 0,2 ha entspricht dies den 20 höchsten Bäumen.

### *Variation der Baumgrösse innerhalb des Bestandes*

Die Baumgrösse innerhalb des Bestandes kann von einförmig bis strukturiert variieren. Für jeden Stichprobenbestand wird der Post-hoc Index berechnet (vgl. Kapitel 4.1.4). Auf der Ebene des Betriebes (alle Bestände umfassend) wird der Post-hoc Alpha Index berechnet.

### *Variation im Baumabstand (Verteilung der Bäume)*

Die Baumabstände können von regelmässig (Pflanzung) zu unterschiedlich grossen Gruppen von Bäumen und Lücken variieren. Zur Bewertung wird der Aggregationsindex R (Clark und Evans 1954) verwendet, welcher die horizontale Verteilung von Objekten auf Zufälligkeit bzw. Abweichungen davon in Gestalt von Klumpung oder Regelmässigkeit untersucht.

Zur Berechnung des Index R werden der „beobachtete mittlere Abstand der Bäume zum nächsten Nachbarn“ ( $\bar{r}_{\text{beobachtet}}$ ) in Beziehung zu einem „erwarteten Wert bei zufälliger Baumverteilung“ ( $\bar{r}_{\text{erwartet}}$ ) gesetzt.

$$R = \frac{\bar{r}_{\text{beobachtet}}}{\bar{r}_{\text{erwartet}}}$$

$$\bar{r}_{\text{erwartet}} = \frac{1}{2\sqrt{\rho}}$$

$\bar{r}_{\text{beobachtet}}$  das arithmetische Mittel der Abstände jedes Baumes zu seinem nächsten Nachbarn  
 $\rho$  Anzahl von Bäumen je Flächeneinheit

Sind die Bäume zufällig verteilt, liegt R nahe bei 1. Liegt eine Tendenz zur Klumpung vor, nimmt R Werte unter 1 an. Würden alle Bäume auf einem einzigen Punkt stehen, was dem extremen Fall der

Klumpung entspricht, hätte R den Wert 0. Für den Fall einer regelmässigen Verteilung wird R grösser 1. Hat man es mit einem streng hexagonalen Verteilungsmuster zu tun, nimmt R seinen Maximalwert an. Dieser liegt bei 2,1491 (Biber 1997).

### *Ausdehnung der Baumbestockung (Kronenüberschirmung)*

Die Ausdehnung der Baumbestockung kann Werte von spärlichen (z.B. Überhälter) zu moderaten (z.B. Schirmschlag) bis hin zu komplett überschirmten Beständen annehmen. Zur Bewertung wird der vom WaldPlaner ausgegebene Überschirmungsgrad „singlecover“ je Stichprobenbestand verwendet. Dieser repräsentiert den durch die (Modell-)Kronen einfach überdeckten Flächenanteil in Prozent (Hansen und Nagel 2014).

### *Visuelles Durchdringen des Bestandes (Bestandesdichte)*

Visuelles Durchdringen des Bestandes bezeichnet die Distanz, die im Bestand überblickt werden kann. Dies reicht von kurz bis weit. Das Vorhandensein von Bodenvegetation oder Verjüngung/Unterstand wird nicht berücksichtigt, da diese Grösse im Modell nicht abgebildet wird. Zur Bewertung wird der von Daniel und Sterba (1980) abgeleitete Bestandesdichte-Index (Stand Density Index SDI) nach Reineke (1933) herangezogen. Dies ist ein generelles Mass für die Dichte einer Bestockung und basiert auf der Stammzahl (N) und dem quadratischen Mitteldurchmesser (dg) der Probebäume auf der Probefläche.

$$SDI = N \cdot (25/dg)^{-1.6}$$

$$d_g = 2 \cdot \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n \left( \frac{\pi}{4} \cdot d_i^2 \right)}{N}} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n d_i^2}{N}}$$

|                |   |
|----------------|---|
| SDI            | Stand Density Index (ha <sup>-1</sup> ) |
| N              | Stammzahl (ha <sup>-1</sup> )           |
| dg             | quadratischer Mitteldurchmesser (cm)    |
| d <sub>i</sub> | Brusthöhendurchmesser des Baumes i      |

### *Anzahl/Variation an Baumarten im Bestand*

Die Anzahl an Baumarten im Bestand wird mit dem Shannon-Index erfasst. Sie variiert von einzeln bis zu mehreren. Für jeden Stichprobenbestand wird der Shannon Index berechnet. Auf der Ebene des Betriebes wird der Shannon Index Alpha erfasst und im Entscheidungsmodell verwendet (vgl. Kapitel 4.1.4).

### *Ernterückstände von Durchforstungen und Endnutzungen*

Ernterückstände von Durchforstungen und Endnutzungen bestehen aus Baumstümpfen, Ästen und anderen sichtbaren Rückständen. Basierend auf Umrechnungsfaktoren werden anhand des periodisch anfallenden Erntevolumens die Ernterückstände ermittelt.

$$V_{total\ periodic\ residues\ a} = V_{stumps\ a} + V_{harvest\ residues\ a}$$

$$V_{stumps_a} = 0,03 \cdot V_{timber_a}$$

$$V_{harvest\ residues_a} = 0,10 \cdot V_{timber_a}$$

|                                 |  |
|---------------------------------|--|
| a                               | Betrachtetes Simulationsintervall (Jahr)                                 |
| $V_{total\ periodic\ residues}$ | Ernterückstände, die im Bestand verbleiben ( $m^3\ ha^{-1}$ )            |
| $V_{stumps}$                    | Volumen der Baumstümpfe (geerntetes Derbholum * 0.03) ( $m^3\ ha^{-1}$ ) |
| $V_{harvest\ residues}$         | Volumen der Erntereste (geerntetes Derbholum * 0.10) ( $m^3\ ha^{-1}$ )  |
| $V_{timber}$                    | geerntetes Volumen an Derbholum ( $m^3\ ha^{-1}$ )                       |

Bei der Bewertung des Pools an Ernterückständen muss neben dem periodischen „Neubeitrag“ an Ernterückständen jeweils auch die Zersetzung berücksichtigt werden, welche bei den Volumina aus den vorherigen Simulationsperioden eingesetzt hat (vgl. Kapitel 4.1.4).

$$V_{until\ x+n\ remaining\ residues} = \sum_{a=x}^{x+n} V_{total\ periodic\ residues_a} \cdot e^{-k*(x+n-a)}$$

|                                       |  |
|---------------------------------------|--|
| $V_{until\ x+n\ remaining\ residues}$ | Ernterückstände die zum Zeitpunkt x+n noch vorhanden sind ( $m^3\ ha^{-1}$ )   |
| k                                     | Baumartspezifische Zerfallsfaktoren; Nadelholz = 0.033 (Wert für Fichte), Laubholz = 0.054 (Wert für Buche, nach Herrmann et al. (2015)) |
| x                                     | Zeitpunkt an dem die Betrachtung beginnt (Jahr)  |
| n                                     | Dauer der Betrachtung (Jahre)  |

### Volumen an natürlichem Totholz

Für die Bewertung des natürlichen Totholzvolumens ( $m^3\ ha^{-1}$ ) werden folgende Kompartimente berücksichtigt: stehendes und liegendes Totholz (wobei dies im Waldwachstums-Simulator WaldPlaner nicht unterschieden wird).

$$V_{periodic\_deadwood_a} = \text{Werte liefert Waldplaner (Mortalität)}$$

Bei der Bewertung des Totholzpool muss neben der Summe der periodischen „Neubeiträge“ an Totholz jeweils auch die Zersetzung berücksichtigt werden, welche bei den Volumina aus den vorherigen Simulationsperioden eingesetzt hat (vgl. Kapitel 4.1.4).

$$V_{until\ x+n\ remaining\ deadwood} = \sum_{a=x}^{x+n} V_{periodic\ deadwood_a} \cdot e^{-k*(x+n-a)}$$

|                                       |   |
|---------------------------------------|---|
| $V_{periodic\ deadwood}$              | Totholzvolumen das im Bestand anfällt ( $m^3\ ha^{-1}$ )  |
| $V_{until\ x+n\ remaining\ deadwood}$ | Totholzvolumen das bis zum Zeitpunkt x+n noch vorhanden ist ( $m^3\ ha^{-1}$ )  |
| k                                     | Baumartspezifischer Zerfallsfaktor; Nadelholz = 0.033 (Wert für Fichte), Laubholz = 0.054 (Wert für Buche, nach Herrmann et al. (2015)) |

### Variation zwischen den Beständen

Unter der Variation zwischen den Beständen wird die Anzahl der Bestandestypen verstanden, die im Betrieb angetroffen werden können. Ihre Variationsbreite reicht von einem bis zu vielen.

Der Waldplaner ordnet jedem Stichprobenbestand auf Basis seiner Baumartenzusammensetzung und Altersstruktur einen Bestandestyp zu. Anhand der Bestandestypen und ihrer Anteile an der gesamten Untersuchungsfläche wird mittels des Shannon Index die Variation der Bestände bewertet.

#### 4.1.4 Biodiversität

Die Beurteilung des Einflusses unterschiedlicher waldbaulicher Strategien auf die Biodiversität erfolgt auf Basis der strukturellen Schlüsselmerkmale Totholz und Habitatbäume (besonders alte und dicke Bäume mit verschiedensten Mikrohabitaten) sowie der Baumarten- und Strukturvielfalt. Diese Indikatoren wurden bereits von Lexer M. J. et al. (2000) empfohlen. Sie beschreiben geeigneten Grössen für die Bewertung der biologischen Vielfalt und basieren auf dem Output von Waldwachstumsmodellen.

**Tabelle 10: Ansätze zur Bewertung der Biodiversität und ihre Eignung als Indikator für das FMP (+ = gut, o = möglich, - = nicht geeignet)**

| Ansatz/Name                       | Beschreibung  | Eignung |
|-----------------------------------|---|---------|
| Einzelne strukturelle Attribute   | Kronenform/Blattanordnung, Überschirmungsgrad, Baumdurchmesser, Baumhöhe, Baumabstand, Baumart, Bestandesbiomasse, Bodenvegetation und Totholz (McElhinny et al. 2005); Schlüsselemente sind: Habitatbäume (Bauhus et al. 2009, Moning und Müller 2009) und Totholz (Müller und Büttler 2010, Stokland et al. 2012) | +       |
| Komplexe Bestandesstrukturindices | Fasst die Auswirkungen von zwei oder mehreren einzelnen strukturellen Attributen zusammen; für Reviews siehe (Neumann und Starlinger 2001, Pommerening 2002, McElhinny et al. 2005, McElhinny et al. 2006, Motz et al. 2010, Hui et al. 2011)   | +       |
| Beurteilung der Naturnähe         | Vergleicht den aktuellen Zustand des Ökosystems mit einem Referenzzustand und quantifiziert die Abweichung als Mass für die Naturnähe (Parkes et al. 2003, McRoberts et al. 2012, Winter 2012, Winter et al. 2013)  | -       |

#### Shannon Index

Zur Bewertung der Artenvielfalt auf der Ebene des Bestandes wird der Shannon-Index (H) verwendet (Shannon und Weaver 1949). Der Index berücksichtigt die Grundfläche der Baumarten ( $g_i$ ) im Bestand und ihre relative Häufigkeit in Bezug zur Gesamtgrundfläche (G). Jost (2006) empfiehlt, den Index in die wahre Diversität (D) umzuwandeln, was als eine „entsprechende Anzahl von Arten“ interpretiert werden kann.

$$\left\{ \begin{array}{l} H = - \sum_{i=1}^S p_i \ln(p_i) \\ p_i = \frac{g_i}{G} \end{array} \right.$$

$$D = \exp(H)$$

Die gesamte Artenvielfalt in einer Landschaft (Gamma-Diversität) ist abhängig von der Alpha-Diversität (Artenzahl in einem bestimmten Waldbestand) und der Beta-Diversität (Variationsgrad der Alphamasse über verschiedene Bestände hinweg) (Bollmann und Braunisch 2013). Nach Jost (2007) ist der Shannon-Index das einzige standardisierte Diversitätsmass, das in sinnvolle unabhängige Alpha-, Beta- und Gamma-Komponenten zerlegt werden kann. Für die Bewertung der Baumartdiversität auf Ebene des Betriebes, d.h. über mehrere Bestände hinweg, wird daher in Anlehnung an Jost

(2007) der entsprechende Alpha- (= Mittelwert) und Gamma-Wert (Diversität zwischen den Stichproben) des Shannon Indices berechnet.

**Alpha  $D_\alpha$**

$$D_\alpha = \exp \left[ -w_1 \sum_{i=1}^S (p_{i1} \ln p_{i1}) + -w_2 \sum_{i=1}^S (p_{i2} \ln p_{i2}) + \dots \right]$$

$$w_k = A_k/A$$

Bei regelmässigen Stichprobeninventuren, wo jeder Aufnahmeplot die gleiche Fläche repräsentiert, kann der Shannon Alpha  $D_\alpha$  wie folgt berechnet werden:

$$D_\alpha = \exp \left\{ \left( -\frac{1}{N} \right) \left[ \sum_{i=1}^S (p_{i1} \ln p_{i1}) + \sum_{i=1}^S (p_{i2} \ln p_{i2}) + \dots + \sum_{i=1}^S (p_{iN} \ln p_{iN}) \right] \right\}$$

**Gamma  $D_\gamma$**

$$D_\gamma = \exp \left[ \sum_{i=1}^S -(w_1 p_{i1} + w_2 p_{i2} + \dots) \times \ln(w_1 p_{i1} + w_2 p_{i2} + \dots) \right]$$

- S Anzahl Baumarten
- $g_i$  Grundfläche der Baumart i ( $m^2 ha^{-1}$ )
- G Grundfläche des Bestandes ( $m^2 ha^{-1}$ )
- $D_\alpha$  Alpha Diversität
- $D_\gamma$  Gamma Diversität
- D „wahre“ Baumartdiversität nach Jost (2006)
- $A_k$   $k \in [1, N]$  Fläche des Bestandes k (ha)
- A Gesamtfläche des Betriebes (ha)

### Post-hoc Index

Die Bewertung der Sturkturdiversität erfolgt mittels des Post-hoc Index (Staudhammer und LeMay 2001), welcher das Prinzip des Shannon Index auf Durchmesser- und Höhenstufen anwendet

$$\left\{ \begin{array}{l} H = \frac{H_{BHD} + H_H}{2} \\ H_{BHD} = - \sum_{i=1}^{N_{BHD}} \frac{g_i}{G} \ln \left( \frac{g_i}{G} \right) \\ H_H = - \sum_{i=1}^{N_H} \frac{g_i}{G} \ln \left( \frac{g_i}{G} \right) \end{array} \right.$$

Auf Ebene des Betriebes kann für den Post-hoc Index, wie bei beim Shannon Index, der entsprechende Alpha- und Gamma-Wert berechnet werden.

$$\left\{ \begin{array}{l} H_{BHD,\alpha} + H_{BHD,\beta} = H_{BHD,\gamma} \\ H_{H,\alpha} + H_{H,\beta} = H_{H,\gamma} \end{array} \right.$$

$$\frac{H_{BHD,\alpha} + H_{H,\alpha}}{2} + \frac{H_{BHD,\beta} + H_{H,\beta}}{2} = \frac{H_{BHD,\gamma} + H_{H,\gamma}}{2} \rightarrow H_{size,\alpha} + H_{size,\beta} = H_{size,\gamma}$$

|                         |   |
|-------------------------|---|
| $N_{\text{BHD}}$        | Anzahl Durchmesserstufen im Bestand   |
| $N_{\text{H}}$          | Anzahl Höhenstufen im Bestand   |
| $g_i$                   | Grundfläche ( $\text{m}^2\text{ha}^{-1}$ ) der Durchmesserstufe oder Höhenstufe $i$ |
| $G$                     | Grundfläche des Bestandes ( $\text{m}^2\text{ha}^{-1}$ )                            |
| $H_{\text{BHD}}$        | Shannon Index angewendet auf Durchmesserstufen                                      |
| $H_{\text{H}}$          | Shannon Index angewendet auf Höhenstufen  |
| $\alpha, \beta, \gamma$ | Alpha, Beta und Gamma Diversität für die Höhen- und Durchmesserdiversität           |

Um Verzerrungen zu vermeiden, müssen die Durchmesser- und Höhenstufen ungefähr die gleiche Anzahl aufweisen. Für die Einteilung empfiehlt Cordonnier et al. (2013) die Verwendung von 5cm Klassen beim BHD und 2 m Klassen bei der Höhe.

### Totholz

Im Bereich Biodiversität werden für die Bewertung des Totholzvolumens ( $\text{m}^3\text{ha}^{-1}$ ) folgende Kompartimente berücksichtigt: stehendes und liegendes Totholz (wobei dies im Waldwachstums-Simulator WaldPlaner nicht unterschieden wird) sowie Baumstümpfe und Ernterrückstände von Durchforstungen und Endnutzungen.

$$V_{\text{periodic deadwood } a} = V_{\text{natural deadwood } a} + V_{\text{stumps } a} + V_{\text{harvest residues } a}$$

$$V_{\text{stumps } a} = 0,03 \cdot V_{\text{timber } a}$$

$$V_{\text{harvest residues } a} = 0,10 \cdot V_{\text{timber } a}$$

|                                |   |
|--------------------------------|---|
| $a$                            | Betrachtetes Simulationsintervall (Jahr)  |
| $V_{\text{periodic deadwood}}$ | Holzvolumen das dem Totholz angerechnet wird ( $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ )                    |
| $V_{\text{natural deadwood}}$  | Totholz das im Modell durch Mortalität anfällt ( $\text{m}^3\text{ha}^{-1}$ )                   |
| $V_{\text{stump}}$             | Volumen der Baumstümpfe (geerntetes Derbholzvolumen * 0,03) ( $\text{m}^3\text{ha}^{-1}$ )      |
| $V_{\text{harvest residues}}$  | Volumen der Ernterrückstände (geerntetes Derbholzvolumen * 0,10) ( $\text{m}^3\text{ha}^{-1}$ ) |
| $V_{\text{timber}}$            | geerntetes Volumen an Derbholz ( $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ )                                  |

Bei der Bewertung des Totholzpool muss neben der Summe des periodischen „Neubeitrag“ an Totholz jeweils auch die Zersetzung berücksichtigt werden, welche bei den Volumen aus den vorherigen Simulationsperioden eingesetzt hat. Es gibt verschiedenste Totholzzersetzungsmodelle (Rock et al. 2008, Müller-Using und Bartsch 2009, Herrmann et al. 2015, Petrillo et al. 2016). Eines der am meisten gebrauchten Zersetzungsmodelle ist das Exponentialmodell.

$$V_{\text{until } x+n \text{ remaining deadwood}} = \sum_{a=x}^{x+n} V_{\text{periodic deadwood } a} \cdot e^{-k*(x+n-a)}$$

|  |   |
|--|---|
| $V_{\text{until } x+n \text{ remaining deadwood}}$ | Totholzvolumen das zum Zeitpunkt $x+n$ noch vorhanden ist ( $\text{m}^3\text{ha}^{-1}$ )  |
| $k$  | Baumartspezifischer Zerfallsfaktor; Nadelholz = 0,033 (Wert für Fichte), Laubholz = 0,054 (Wert für Buche, nach Herrmann et al. (2015)) |
| $x$  | Zeitpunkt an dem die Betrachtung beginnt (Jahr)   |
| $n$  | Dauer der Betrachtung (Jahre)   |

### Habitatbäume

Die Bewertung der Habitatbäume (HT) ergibt sich aus der entsprechenden Anzahl von Bäumen ( $k$ ) pro Hektar, die einen bestimmten Durchmesser (oder ein bestimmtes Alter) aufweisen (Moning und Müller 2009).

$$HT = \sum_{i=1}^n k_i \begin{cases} k_i = 1 \text{ if } DBH_i, age_i \geq \text{threshold} \\ k_i = 0 \text{ if } DBH_i, age_i < \text{threshold} \end{cases}$$

Als Habitatbaum wird in diesem Fall ein Baum definiert, der einen BHD von  $\geq 70$  cm aufweist.

#### 4.1.5 Kohlenstoffspeicherung

Für die Berechnung der Kohlenstoffbilanz des Waldes werden die folgenden Kompartimente berücksichtigt:

1. Kohlenstoffbindung in der lebenden Biomasse (oberirdisch und unterirdisch)
2. Kohlenstoffbindung im geernteten Holz und den daraus resultierenden Holzprodukten
3. Kohlenstoffbindung im Totholz
4. Substitutionseffekte durch die Vermeidung der Produktion und Entsorgung von Nicht-Holz-Produkten
5. Substitutionseffekte durch die Einsparung fossiler Energieträger

Die Kohlenstoffspeicherung wird erst ab dem Simulationsbeginn erfasst, d.h. bereits gebundene Kohlenstoffmengen in vorhandenem Totholz im Bestand sowie in Holzprodukten, die sich im Produktkreislauf befinden, werden nicht berücksichtigt.

$$\Delta C = \left[ (C_{above} + C_{below})_{x+n} - (C_{above} + C_{below})_x + \sum_{a=x}^{x+n} C_{until\ x+n\ remaining\ timber\ a} + \sum_{a=x}^{x+n} C_{until\ x+n\ remaining\ deadwood\ a} + \sum_{a=x}^{x+n} C_{substitution\ products\ a} + \sum_{a=x}^{x+n} C_{substitution\ energy\ a} \right] / n$$

|                                       |  |
|---------------------------------------|--|
| $\Delta C$                            | Kohlenstoffbilanz in der Zeit $x$ bis $x+n$ ( $t\ C\ ha^{-1}\ Jahr^{-1}$ )           |
| $C_{above}$                           | C in der oberirdischen Biomasse ( $t\ C\ ha^{-1}$ )                                  |
| $C_{below}$                           | C in der unterirdischen Biomasse ( $t\ C\ ha^{-1}$ )                                 |
| $C_{until\ x+n\ remaining\ timber}$   | C in geerntetem Holz, das zum Zeitpunkt $x+n$ noch vorhanden ist ( $t\ C\ ha^{-1}$ ) |
| $C_{until\ x+n\ remaining\ deadwood}$ | C im Totholz, das zum Zeitpunkt $x+n$ noch vorhanden ist ( $t\ C\ ha^{-1}$ )         |
| $C_{substitution\ products}$          | durch Substitution von Nicht-Holz-Produkten eingesparter C ( $t\ C\ ha^{-1}$ )       |
| $C_{substitution\ energy}$            | durch Substitution von fossilen Energieträgern eingesparter C ( $t\ C\ ha^{-1}$ )    |
| $x$                                   | Zeitpunkt an dem die Betrachtung beginnt (Jahr)                                      |
| $n$                                   | Dauer der Betrachtung (Jahre)  |
| $a$                                   | Betrachtetes Simulationsintervall (Jahr)   |

In den nachfolgenden Kapiteln wird die Berechnung der einzelnen Kompartimente erläutert, aus denen sich die Kohlenstoffbilanz zusammensetzt. Bei den Berechnungen wird zwischen Laub- und Nadelholz unterschieden.

### Oberirdische Biomasse

Die Berechnung des Kohlenstoffgehaltes in der oberirdischen Biomasse erfolgt nach dem Schema in Abbildung 1.

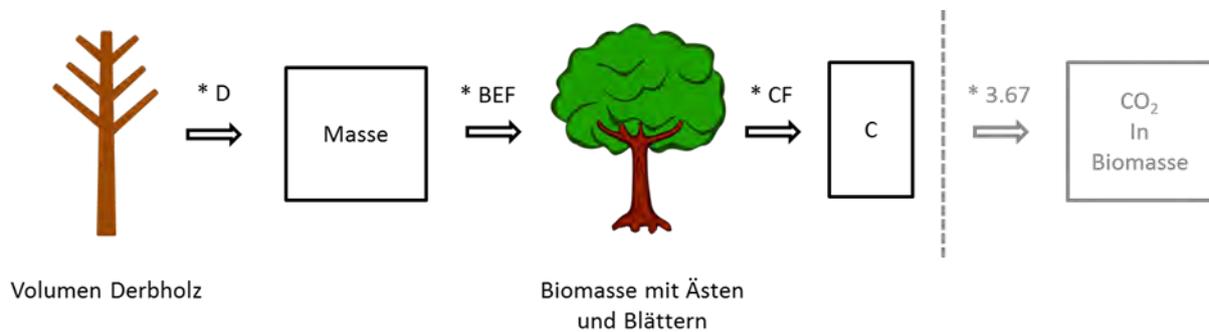


Abbildung 6: Schätzung der Biomasse und des C-Gehalts (Taverna et al. 2007)

Die entsprechende Formel lautet:

$$C_{above} = (V_{standing} \cdot D \cdot BEF) \cdot CF$$

$C_{above}$  C in der oberirdischen Biomasse (t C ha<sup>-1</sup>)

$V_{standing}$  Derbholzvolumen des stehenden Bestandes (m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>)

$D$  Raumdichte des Holzes (t Trockenmasse m<sup>-3</sup>)

Nadelholz = 0,385; Laubholz = 0,556 (Taverna et al. 2007)

$BEF$  Biomasse Expansionsfaktor; Umrechnung von Derbholzvolumen in oberirdische Biomasse; Nadelholz = 1,19; Laubholz = 1,31 (Brändli 2010)

$CF$  Kohlenstoffanteil in der Trockenmasse (t C pro t Trockenmasse<sup>-1</sup>);

Nadelholz = 0,51; Laubholz = 0,48 (IPCC 2006, Cordonnier et al. 2013)

### Unterirdische Biomasse

Die Anteile an gespeichertem Kohlenstoff (t C) in der unterirdischen Biomasse wird über das root-to-shoot Verhältnis ( $R$ ) hergeleitet.

$$C_{below} = C_{above} \cdot R$$

$C_{below}$  C in unterirdischer Biomasse (t C ha<sup>-1</sup>)

$R$  root-to-shoot Ratio; Nadelholz = 0,31 Laubholz = 0,17 (Brändli 2010)

### Totholz

Totholz ist ebenfalls eine wichtige Komponente bei der Bewertung von Kohlenstoffsinken. Der im Totholzpool gespeicherte Kohlenstoff setzt sich in diesem Fall aus dem Holzvolumen der durch Mortalität abgestorbenen Bäume sowie der verbleibenden Baumstümpfe und Erntereste im Bestand zusammen.

$$V_{periodic\ deadwood\ a} = V_{natural\ deadwood\ a} + V_{stumps\ a} + V_{harvest\ residues\ a}$$

$$V_{stumps\ a} = 0,03 \cdot V_{timber\ a}$$

$$V_{\text{harvest residues } a} = 0,10 \cdot V_{\text{timber } a}$$

|                                |   |
|--------------------------------|---|
| a                              | Betrachtetes Simulationsintervall (Jahr)  |
| $V_{\text{periodic deadwood}}$ | Holzvolumen das dem Totholz angerechnet wird ( $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ )            |
| $V_{\text{natural deadwood}}$  | Totholz das im Modell durch Mortalität anfällt ( $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ )          |
| $V_{\text{stump}}$             | Volumen der Baumstümpfe (geerntetes Derbholumen * 0,03) ( $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ ) |
| $V_{\text{harvest residues}}$  | Volumen der Erntereste (geerntetes Derbholumen * 0,10) ( $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ )  |
| $V_{\text{timber}}$            | geerntetes Volumen an Derbholumen ( $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ )                       |

Totholz zersetzt sich kontinuierlich in organisches Material mit unterschiedlichen Zersetzungsgeschwindigkeiten. Für die Kohlenstoffbilanz muss daher neben dem „Neubeitrag“ an Totholz auch jeweils der Anteil aus der vorherigen Periode abgezogen werden, welcher durch die Zersetzung wieder an die Atmosphäre abgegeben wird (vgl. Kapitel 4.1.4).

$$V_{\text{until } x+n \text{ remaining deadwood } a} = \sum_{a=x}^{x+n} V_{\text{periodic deadwood } a} \cdot e^{-k \cdot (x+n-a)}$$

|  |   |
|--|---|
| $V_{\text{until } x+n \text{ remaining deadwood}}$ | Totholzvolumen, das bis zum Zeitpunkt x+n noch vorhanden ist ( $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ )  |
| k  | Baumartspezifischer Zerfallsfaktor; Nadelholz = 0,033 (Wert für Fichte), Laubholz = 0,054 (Wert für Buche, nach Herrmann et al. (2015)) |

Die entsprechenden Holzvolumina werden anschliessend mit den für Laub- und Nadelholz spezifischen Raumdichten (D) und Kohlenstoffanteilen (CF) in das Kohlenstoffäquivalent umgerechnet.

$$C_{\text{until } x+n \text{ remaining deadwood } a} = V_{\text{until } x+n \text{ remaining deadwood } a} \cdot D \cdot CF$$

|  |  |
|--|--|
| $C_{\text{until } x+n \text{ remaining deadwood}}$ | C im Totholz das bis zum Zeitpunkt x+n noch vorhanden ist ( $\text{t C ha}^{-1}$ ) |
|--|--|

### Geerntetes Holz und Holzprodukte

Um den gesamten Kohlenstoffkreislauf von Wäldern abzudecken, sollten nicht nur Veränderungen bei der Kohlenstoffspeicherung von lebender Biomasse und Totholz berücksichtigt werden, sondern auch Veränderungen des Kohlenstoffs in Holzprodukten. Die Umrechnung des geernteten Holzes erfolgt in unserem Fall wie bei der oberirdischen Biomasse, jedoch ohne BEF.

$$C_{\text{timber}} = V_{\text{timber}} \cdot D \cdot CF$$

|                     |   |
|---------------------|---|
| $V_{\text{timber}}$ | geerntetes Volumen an Derbholumen ( $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ ) |
| $C_{\text{timber}}$ | C im geernteten Derbholumen ( $\text{t C ha}^{-1}$ )              |

Das geerntete Holz wird für verschieden Verwendungszwecke (Holzprodukte) eingesetzt. Die Holzprodukte können aufgrund ihrer Lebensdauer in Kategorien eingeordnet werden, unterteilt nach Laub- und Nadelholz (Tabelle 11). Die Kategorien sind Produkte mit:

- langer Lebensdauer
- mittlerer Lebensdauer
- kurzer Lebensdauer und
- Energieholz

**Tabelle 11: Vereinfachter Holzverwendungsschlüssel; dargestellt sind die jeweiligen Anteile von Laub- und Nadelholz an den verschiedenen Verwendungen mit unterschiedlicher Lebensdauer (gerundete Werte nach Wördehoff et al. (2011))**

| Art       | Lange Lebensdauer | Mittlere Lebensdauer | Kurze Lebensdauer | Energieholz |
|-----------|-------------------|----------------------|-------------------|-------------|
| Nadelholz | 35%               | 25%                  | 25%               | 15%         |
| Laubholz  | 25%               | 25%                  | 10%               | 40%         |

Den genannten Produktkategorien lassen sich wiederum Zersetzungskonstanten zuordnen ( $k$ , wie bei Totholz). Damit ist es möglich, für die einzelnen Kategorien Halbwertszeiten ( $t_{50}$ ) und Lebensdauer ( $t_{95}$ ) zu berechnen. Die Lebensdauer ( $t$ ) entspricht einem Zeitraum, in dem z.B.  $i=50\%$  und  $i=95\%$  des im Holz gebundenen organischen Kohlenstoffs wieder freigesetzt werden (Wördehoff et al. (2011), S.94)

$$t = -\left(\ln\left(1 - \frac{i}{100}\right)\right)/k$$

Nachfolgend sind die Annahmen für den Zeitraum  $t$  dargestellt, in welchem 95% der Produkte zerfallen. D.h. das anrechenbare Holz, wo das  $\text{CO}_2$  noch gebunden ist, wäre 5% (Taverna et al. 2007):

- Langlebige Gebäudekonstruktionen: 80 Jahre,
- Mittellanglebige Gebäudeausbauten: 30 Jahre,
- Kurzlebige Holzwaren: 10 Jahre,
- Sehr kurzlebiges Waldenergieholz: 2 Jahre.

**Tabelle 12: Berechnete Rückbaufaktoren ( $t_{95}$  = Zeit (Jahre) in der 95% der Produkte abgebaut sind;  $k$  = Zersetzungskonstante)**

| Produkte   | Anteil des Holzvolumen an den Produkten |      | Zeitraum $t$ bei welchem 95% abgebaut sind ( $t_{95}$ ) | $k$   |
|------------|---|------|---|-------|
|            | Ndh                                     | Lbh  |   |       |
| Langlebig  | 0,35                                    | 0,25 | 80  | 0,037 |
| Mittellang | 0,25                                    | 0,25 | 30  | 0,100 |
| Kurz       | 0,25                                    | 0,1  | 10  | 0,300 |
| Sehr kurz  | 0,15                                    | 0,4  | 2   | 1,498 |

Die Berechnung des gespeicherten Kohlenstoffs in den Holzprodukten gestaltet sich wie folgt (Bsp. Nadelholz):

**Langlebige Produkte:**

$$V_{\text{periodic L-products } a} = 0,35 \cdot V_{\text{timber Ndh } a}$$

$$V_{\text{until } x+n \text{ remaining L-products } a} = V_{\text{periodic L-products } a} \cdot e^{-k \cdot (x+n-a)}$$

**Mittellanglebige Produkte:**

$$V_{\text{periodic M-products } a} = 0,25 \cdot V_{\text{timber Ndh } a}$$

$$V_{\text{until } x+n \text{ remaining M-products } a} = V_{\text{periodic M-products } a} \cdot e^{-k \cdot (x+n-a)}$$

**Kurzlebige Produkte:**

$$V_{\text{periodic K-products } a} = 0,25 \cdot V_{\text{timber Ndh } a}$$

$$V_{\text{until } x+n \text{ remaining K-products } a} = V_{\text{periodic K-products } a} \cdot e^{-k \cdot (x+n-a)}$$

**Sehr kurzlebige Produkte:**

$$V_{\text{periodic S-products } a} = 0,15 \cdot V_{\text{timber Ndh } a}$$

$$V_{\text{until } x+n \text{ remaining S-products } a} = V_{\text{periodic S-products } a} \cdot e^{-k \cdot (x+n-a)}$$

$$\begin{aligned} V_{\text{until } x+n \text{ remaining products } a} \\ &= V_{\text{until } x+n \text{ remaining L-products } a} + V_{\text{until } x+n \text{ remaining M-products } a} \\ &+ V_{\text{until } x+n \text{ remaining K-products } a} + V_{\text{until } x+n \text{ remaining S-products } a} \end{aligned}$$

$$C_{\text{until } x+n \text{ remaining timber } a} = V_{\text{until } x+n \text{ remaining products } a} \cdot D \cdot CF$$

|  |   |
|--|---|
| $V_{\text{timber Ndh}}$                              | geerntetes Derbhohlvolumen an Nadelholz im Zeitpunkt a ( $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ )  |
| $V_{\text{periodic L-products}}$                     | geerntetes Derbhohlvolumen in langfristigen Produkten ( $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ )<br>(analog für mittellang-, kurz- und sehr kurzlebige Produkte) |
| $V_{\text{until } x+n \text{ remaining L-products}}$ | Derbhohlvolumen langlebiger Produkte das bis zum Zeitpunkt x+n noch vorhanden ist ( $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ )                                     |
| $C_{\text{until } x+n \text{ remaining timber}}$     | C in Holzprodukten der zum Zeitpunkt x+n noch gebunden ist ( $\text{t C ha}^{-1}$ )   |
| k  | Zersetzungskonstante nach Tabelle 12  |

Die Berechnung der Kohlenstoffspeicherung in Holzprodukten aus Laubholz erfolgt analog, entsprechend der Prozentanteile je Produktgruppe (langlebig, mittellanglebig, kurzlebige, sehr kurzlebige) (Tabelle 12).

**Substitution von Nicht-Holzprodukte**

Bei einer Verwendung von Holzprodukten können in der Regel energieintensivere Produkte, z.B. aus Stahl oder Beton, ersetzt werden. Die Verwendung von Holz führt zu einem Minderverbrauch an fossilen Energieträgern bei deren Produktion. Dieser Effekt nennt sich Materialsubstitution. Als Daumenregel lassen sich folgende Größenordnungen für den Effekt der Materialsubstitution angeben: pro  $\text{m}^3$  Holz lassen sich rund 0,700 t  $\text{CO}_2$  einsparen. Dies entspricht also rund 0,190 t C pro  $\text{m}^3$  Holz, das als Produkt verwendet wurde (Taverna et al. (2007), S. 35).

$$C_{\text{Substitution products } a} = (V_{\text{timber Ndh } a} \cdot 0,35 + V_{\text{timber Lbh } a} \cdot 0,25) \cdot 0,190$$

|                                    |  |
|------------------------------------|--|
| $V_{\text{timber Ndh}}$            | geerntetes Derbhohlvolumen an Nadelholz im Zeitpunkt a ( $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ ) |
| $V_{\text{timber Lbh}}$            | geerntetes Derbhohlvolumen an Laubholz im Zeitpunkt a ( $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ )  |
| $C_{\text{Substitution products}}$ | durch Substitution von Nicht-Holzprodukten eingesparter C ( $\text{t C ha}^{-1}$ )     |
| Faktor 0,35 und 0,25               | Anteile (%) des Holzvolumens das in langlebige Produkte geht (Tabelle 12)              |
| 0,190                              | Substitutionsfaktor für langlebige Holzprodukte ( $\text{t C m}^{-3}$ )                |

**Substitution fossiler Energieträger**

Holz kann auch direkt als  $\text{CO}_2$ -neutraler Brennstoff verwendet werden und dabei den Verbrauch fossiler Energieträger reduzieren. Dieser Effekt wird als energetische Substitution bezeichnet. Für die

Abschätzung der energetischen Holzverwertung wurde von einer CO<sub>2</sub>-Einsparung von 0,600 t CO<sub>2</sub> pro m<sup>3</sup> Holz ausgegangen. Also rund 0,160 kg C/m<sup>3</sup> Holz, das energetisch verwendet wurde (Taverna et al. (2007), S. 36).

$$C_{\text{Substitution energy } a} = (V_{\text{timber } Ndh_a} \cdot 0,15 + V_{\text{timber } Lbh_a} \cdot 0,4) \cdot 0,160$$

|                                  |   |
|----------------------------------|---|
| C <sub>substitution energy</sub> | durch Substitution von fossilen Energieträgern eingesparter C (t C ha <sup>-1</sup> ) |
| Faktor 0,15 und 0,4              | Anteile (%) des Holzvolumens das in sehr kurzlebige Produkte geht (Tabelle 12)        |
| 0,160                            | Substitutionsfaktor für Energieholz (t C m <sup>-3</sup> )                            |

#### 4.1.6 Skalierung der Indikatoren

Die Skalierung eines Indikators ist ein wichtiger Aspekt, da verschiedene ES: i) unterschiedliche räumliche Skalen für die Quantifizierung und Beobachtung benötigen und 2) in verschiedenen Teilen der Landschaft priorisiert werden können (Bestände mit Vorrangfunktionen) (Irauschek et al. 2015). Zudem unterscheiden sich die Skalen der ES und ihre Bemessung oft von den traditionellen Grössen des FMP (Seidl et al. 2013). Eine Voraussetzung für ein Indikatorensystem zur Bewertung verschiedener ES ist daher eine fundierte Information über die jeweilige Skalierung des Indikators, da diese wiederum einen grossen Einfluss auf die Definition der Wertfunktionen und deren Schwellenwerte hat. Daher muss zunächst der gültige Skalenbereich für die Indikatoren definiert werden.

##### *Räumliche Skalierung*

In unserem Fall liefern die folgenden Indikatoren eine Aussage auf der Ebene des Betriebes: die Alpha und Gamma Diversität des Shannon und des Post-hoc Index, das geerntete Holzvolumen, der Zuwachs, die Nachhaltigkeit der Holzproduktion, die Annuität und die Variation zwischen den Beständen. Die kleinste Skala, auf der alle anderen Indikatoren gültig sind, ist die Ebene des einzelnen Bestandes (Tabelle 13). Die multikriterielle Bewertung soll letzten Endes auf der Ebene des Betriebes erfolgen, daher müssen die Bestandesindikatoren auf die höhere Ebene hochskaliert werden. Unterschiedlich bewertete Ebene führen sonst zu Verzerrungen im Gesamtnutzenwert der waldbaulichen Strategien. In unserem Fall geschieht dies durch die Berechnung des Mittelwertes über alle Bestände. Nachfolgend wird die Aggregation der Indikatoren beschrieben, bevor sie mit der Wertfunktion in einen entsprechenden Nutzenwert normalisiert werden.

Indikatoren gültig auf der Eben des einzelnen Bestandes (FS):

- Berechnung des Indikators auf Bestandesebene
- Bildung des Mittelwertes über alle Bestände
- Betriebsmittelwert wird mit der Wertfunktion normalisiert

Indikatoren gültig auf der Ebene des Betriebes (FMU):

- Indikator liefert eine Aussage auf Betriebsebene
- Indikatorwert wird direkt mit der Wertfunktion normalisiert

Eine Mittelwertbildung der Indikatoren über die Bestände ist jedoch nicht immer zweckmässig. Für die Bewertung der Entwicklung der Schutzleistung ist z.B. auch die Information über die Schutzwirkung der einzelnen Waldbestände erforderlich. Besteht jedoch Bedarf, die entsprechenden Indikatorresultate detaillierter und auf grösserer Ebene (Betrieb/Landschaft) auszuwerten, können die ge-

wichteten Perzentile (Gewicht = Bestandesflächen) von 10%, 50% und 90% herangezogen werden (Cordonnier et al. 2013). Dies erlaubt eine Bewertung der Entwicklung der Waldlandschaft und zeigt die Verteilung von Beständen mit sehr hoher oder sehr geringer Schutzwirkung. Die gleiche Methode kann angewandt werden, um den Einfluss der Bewirtschaftung auf die visuelle Attraktivität von Waldbeständen und die Biodiversität zu untersuchen.

### Zeitliche Skalierung

Für die multikriterielle Bewertung wird neben der räumlichen Skalierung auch eine zeitliche Skalierung der Indikatoren unterschieden. Die Bewertung findet nicht nur im Endzustand statt, sondern es wird auch eine zeitliche Entwicklung betrachtet. Ziel ist es, die multikriterielle Analyse zu den folgenden Stichjahren durchzuführen: 2021, 2031, 2041, 2051 und 2061.

Date-Indikatoren beschreiben dabei eine Momentaufnahme, bzw. den aktuellen Zustand im Betrieb zum jeweiligen Stichjahr  $t$ . Intervall-Indikatoren betrachten hingegen eine durchschnittliche Entwicklung über einen definierten Zeitraum  $t_n$  bis  $t_{n+x}$  (Abbildung 7). Für die jeweiligen Zeitintervalle wird der kumulative Mittelwert berechnet. Zu den Intervallindikatoren zählen in unserem Fall die Indikatoren geerntetes Holzvolumen, Zuwachs, Nachhaltigkeit der Holzproduktion, Annuität sowie die Kohlenstoffspeicherung. Alle übrigen Indikatoren erfassen jeweils den aktuellen Zustand (Tabelle 13).

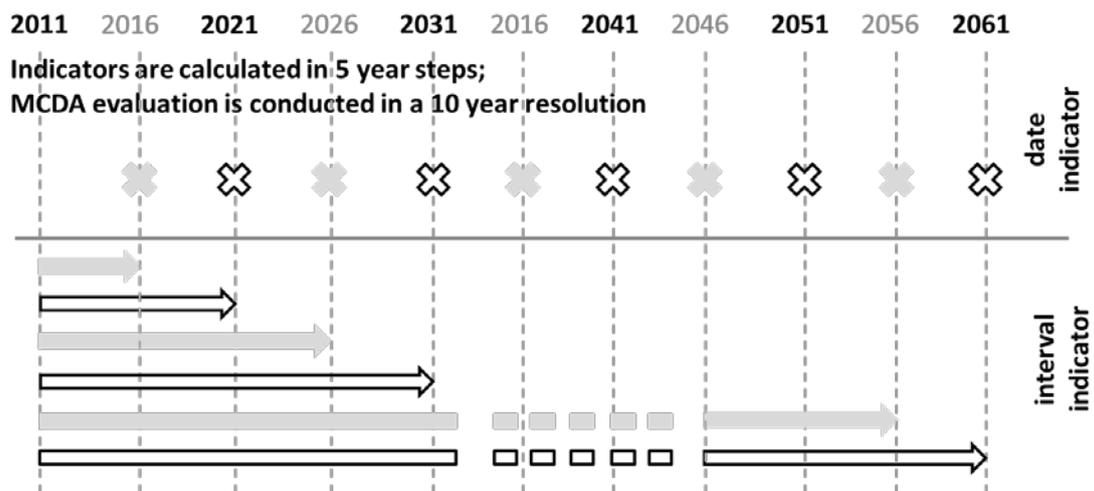


Abbildung 7: Zeitliche Skalierung der Indikatoren, wenn eine multikriterielle Bewertung in verschiedenen Zeitpunkten stattfindet.

**Tabelle 13: Ausgewählte Indikatoren zur Bewertung der Ecosystem Services im Wald. Die Indikatoren basieren auf bestandsstrukturellen Attributen, die durch Waldwachstums-Simulatoren simuliert werden können (FS = forest stand, FMU = forest management unit).**

| Indikator   | Beschreibung   | Modell-Input   | Einheit                 | Skalierung |         |
|---|--|--|-------------------------|------------|---------|
|   |  |  |                         | räuml.     | zeitl.  |
| <b>Schutz vor gravitationsbedingten Naturgefahren</b> |  |  |                         |            |         |
| Rockfall Protection Index (RPI)                       | Bewertet die Schutzleistung des Waldes gegenüber Steinschlag (Cordonnier et al. 2013); basiert auf den Grundlagen des Tool RockforNET (Berger und Dorren 2007)             | Stammzahl, BHD, Baumart, Hangneigung, Felsdurchmesser, -dichte, Fallhöhe | -<br>(0 - 1)            | FS         | date    |
| Avalanche Protection Index (API)                      | Bewertet die Schutzleistung gegenüber Lawinen (Irauschek et al. 2015)  | Grundfläche, BHD, Hangneigung  | 0 - 1                   | FS         | date    |
| Landslide Protection Index (LPI)                      | Bewertet die Schutzleistung gegenüber Erdbeben (Irauschek et al. 2015)   | Überschirmungsprozent  | %                       | FS         | date    |
| <b>Holzproduktion</b>                                 |  |  |                         |            |         |
| Geerntetes Holzvolumen                                | Durchschnittliches jährliches Volumen des geernteten Holzes  | Baumvolumen: geerntet  | $m^3 ha^{-1} Jahr^{-1}$ | FMU        | interv. |
| Zuwachs   | Durchschnittlicher jährlicher Zuwachs an Holzvolumen   | Baumvolumen: stehend, geerntet, Mortalität                               | $m^3 ha^{-1} Jahr^{-1}$ | FMU        | interv. |
| Nachhaltigkeit der Holznutzung                        | Verhältnis aus dem geernteten Holzvolumen und dem Zuwachs  | Geerntetes Holzvolumen, Zuwachs  | -                       | FMU        | interv. |
| Stehender Vorrat                                      | Bewertung erfolgt über den natürlichen Bestockungsgrad $B^\circ$ nach Assmann (1956)   | Bestockungsgrad  | -                       | FS         | date    |
| Annuität  | Jährl. Deckungsbeitrag aus der waldbaulichen Produktion (Möhring und Rüping 2008)  | Holzerlös, Erntekosten   | $CHF ha^{-1} Jahr^{-1}$ | FMU        | interv. |
| <b>Erholung</b>                                       |  |  |                         |            |         |
| Visuelle Attraktivität (Edwards et al. 2010a, 2012a)  | Grösse der Bäume im Bestand  | Höhe   | m (year)                | FS         | date    |
|   | Variation der Baumgrössen im Bestand; Post-hoc index (Staudhammer und LeMay 2001)  | BHD, Höhe  | -                       | FS         | date    |
|   | Variation des Baumabstandes im Bestand; Aggregationsindex (Clark und Evans 1954)   | Baumposition (X, Y)  | -                       | FS         | date    |
|   | Anteil der mit Baumkronen überschirmten Fläche   | Überschirmungsprozent  | %                       | FS         | date    |
|   | Visuelles durchdringen des Bestandes; Stand Density Index SDI (Reineke 1933, Daniel und Sterba 1980)   | Stammzahl, BHD   | -                       | FS         | date    |
|   | Variation der Baumarten im Bestand; Shannon Index (Shannon und Weaver 1949)  | Baumart, Grundfläche   | -                       | FS         | date    |
|   | Menge an Ernterückständen  | Baumvolumen: geerntet  | $m^3 ha^{-1}$           | FS         | date    |
|   | Menge an natürlichem Totholz   | Baumvolumen: Mortalität  | $m^3 ha^{-1}$           | FS         | date    |
|   | Variation zwischen den Beständen   | Bestandestyp   | -                       | FMU        | date    |
| <b>Biodiversität</b>                                  |  |  |                         |            |         |
| Shannon Index   | “wahre” Baumartendiversität (Shannon und Weaver 1949, Jost 2006); Alpha und Gamma Diversität auf Betriebsebene (Jost 2007)   | Baumart, Grundfläche   | -                       | FMU        | date    |
| Post-hoc Index  | Diversität der Bestandesstruktur (Staudhammer und LeMay 2001); Alpha und Gamma Diversität auf Betriebsebene (Jost 2007)  | BHD, Höhe, Grundfläche   | -                       | FMU        | date    |
| Menge an Totholz                                      | Totholz aus natürlicher Mortalität und Ernterückständen  | Baumvolumen: geerntet, Mortalität  | $m^3 ha^{-1}$           | FS         | date    |
| Menge an Habitatbäumen                                | Bäume pro Hektar über einem bestimmten BHD (hier: 70cm)  | BHD  | $n ha^{-1}$             | FS         | date    |
| <b>Kohlenstoffspeicherung</b>                         |  |  |                         |            |         |
| Kohlenstoffspeicherung                                | Änderungsrate in den Kompartimenten: lebende Baum-Biomasse (ober-, unterirdisch), Totholz, Holzprodukte, Substitution von Nicht-Holz-Produkten und fossilen Energieträgern | Baumvolumen: stehend, geerntet, Mortalität                               | $t C ha^{-1} Jahr^{-1}$ | FS         | interv. |

## 4.1.7 Wertfunktionen

### 4.1.7.1 Schutz gegen Naturgefahren

Die Indizes zur Beurteilung der Schutzfunktion normalisieren die Schutzwirkung direkt in einem definierten Wertebereich. Für alle übrigen Indikatoren kann eine Wertfunktion hergeleitet werden. Tabelle 14 gibt eine Übersicht der angewendeten Methoden zur Herleitung der Wertfunktionen.

**Tabelle 14: Übersicht der Methoden zur Herleitung der Wertfunktionen für die einzelnen Indikatoren und Indices, sowie die verwendete zusätzliche Information für die Definition von Schwellenwerten.**

| Indikator   | Verlauf der Funktion | Methode |        |             | Zusätzliche Informationen |           |           |
|---|----------------------|---------|--------|-------------|---------------------------|-----------|-----------|
|   |                      | Maximum | Index* | Zielmethode | Direct-rating             | Literatur | LFI Daten |
| <b>Schutz vor gravitationsbedingten Naturgefahren</b> |                      |         |        |             |                           |           |           |
| Rockfall protection index                             | linear positiv       |         | X      |             |                           |           |           |
| Avalanche protection index                            | linear positiv       |         | X      |             |                           |           |           |
| Landslide Protection index                            | linear positiv       |         | X      |             |                           |           |           |
| <b>Holzproduktion</b>                                 |                      |         |        |             |                           |           |           |
| Geerntetes Holzvolumen                                | linear positiv       | X       |        |             |                           |           |           |
| Zuwachs   | linear positiv       | X       |        |             |                           |           |           |
| Verhältnis Nutzung/Zuwachs                            | glockenförmig        |         |        |             | X                         |           | X         |
| Vorrat  | glockenförmig        |         |        |             | X                         |           | X         |
| Annuität  | linear positiv       | X       |        |             |                           |           |           |
| <b>Visuelle Attraktivität (Erholung)</b>              |                      |         |        |             |                           |           |           |
| Grösse der Bäume                                      | linear positiv       | X       |        |             |                           |           |           |
| Variation der Baumgrössen                             | linear positiv       | X       |        |             |                           |           |           |
| Variation im Baumabstandes                            | linear negativ       |         | X      |             |                           |           |           |
| Mit Baumkronen überschrilmte Fläche                   | glockenförmig        |         |        |             | X                         |           | X         |
| Visuelles durchdringen des Bestandes                  | glockenförmig        |         |        |             | X                         | X         |           |
| Variation der Baumarten                               | linear positiv       | X       |        |             |                           |           |           |
| Menge an Ernterückständen                             | linear negativ       | X       |        |             |                           |           |           |
| Natürliches Totholz (nur Mortalität)                  | glockenförmig        |         |        |             | X                         | X         | X         |
| Variation zwischen den Beständen                      | linear positiv       | X       |        |             |                           |           |           |
| <b>Biodiversität</b>                                  |                      |         |        |             |                           |           |           |
| Shannon Index Alpha                                   | linear positiv       |         |        | X           |                           | X         |           |
| Shannon Index Gamma                                   | linear positiv       |         |        | X           |                           | X         |           |
| Post-hoc Index Alpha                                  | linear positiv       |         |        | X           |                           | X         |           |
| Post-hoc Index Gamma                                  | linear positiv       |         |        | X           |                           | X         |           |
| Totholz (Mortalität + Ernterückstände)                | linear positiv       |         |        | X           |                           | X         |           |
| Anzahl an Habitatbäumen                               | linear positiv       |         |        | X           |                           | X         |           |
| <b>Kohlenstoffspeicherung</b>                         |                      |         |        |             |                           |           |           |
| Kohlenstoffspeicherung                                | linear positiv       | X       |        |             |                           |           |           |

\* Index mit definiertem Bewertungsbereich; z.B. 1 bis 100%

#### 4.1.7.2 Holzproduktion

Die Indikatoren geerntetes Holzvolumen, Zuwachs und Annuität wurden mit der Maximum-Methode normiert. Bei der Simulation der unterschiedlichen Behandlungsstrategie wird unterstellt, dass jeweils ein Wert pro Indikator entsteht, der das Optimum unter den gegebenen Standortsverhältnissen vorgibt.

Die Formel für die Maximum-Methode lautet bei einem positiven ansteigenden Verlauf:

$$u(x_{ij}) = \frac{x_{ij}}{\max_j}$$

Für die Annuität besteht auch die Möglichkeit, dass sich negative Resultate ergeben können, d.h.  $\min_j = \text{negativ}$ . In diesem Fall erfolgt die Normalisierung mit der folgenden Funktion:

$$u(x_{ij}) = \frac{x_{ij} - \min_i}{\max_i - \min_i}$$

$u(x_{ij})$  standardisierter Wert der Behandlungsstrategie  $i$  gegenüber dem Indikator  $j$

$x_{ij}$  Wert der Behandlungsstrategie  $i$  gegenüber dem Indikator  $j$

$\min_j$  kleinster Wert über alle Behandlungsstrategien gegenüber dem Indikator  $j$

$\max_j$  grösster Wert über alle Behandlungsstrategien gegenüber dem Indikator  $j$

Für den Maximal- und Minimalwert werden die global extremsten Werte angenommen, d.h. der über alle Strategien und Simulationszeiträume betrachtete grösste bzw. kleinste Werte (Abbildung 8).

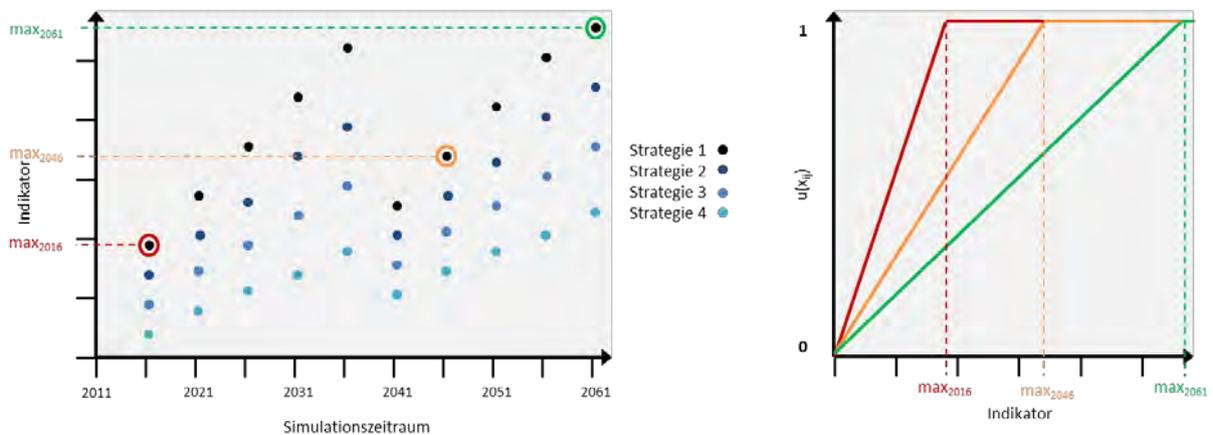


Abbildung 8: Für die lineare Standardisierung wird der grösste simulierte Wert über alle Strategien und Simulationszeiträume als  $\max_j$  angenommen (bzw. der kleinste für  $\min_j$ ).

Der Indikator Nachhaltigkeit wurde mittels direct-rating normalisiert. Solange das Verhältnis zwischen 0,9 und 1,0 liegt, ist die Wertfunktion im Optimum (Abbildung 9a). Wenn weniger Holz geerntet wird als möglich, nimmt die Nachhaltigkeit langsam ab. Wird zu viel Holz geerntet (Übernutzung), sinkt die Wertfunktion schnell gegen Null.

Der ideale Vorrat pro Hektar ist abhängig von der Baumart, dem Bestandesalter und -struktur sowie der Standortqualität, was die Festlegung eines Optimums erschwert. Anstelle des Vorrates wird daher der natürliche Bestockungsgrad nach Assmann (1956) dazu verwendet, Schwellenwerte zu definieren. Das Optimum wurde dabei zwischen 0,7 und 0,9 angesetzt (Abbildung 9b). Sind die Bestände

unterbestockt ( $< 0,7$ ), nimmt die Wertfunktion langsam ab. Bei Überbestockung ( $> 0,9$ ) sinkt die Wertfunktion dagegen schnell ab.

#### 4.1.7.3 Visuelle Attraktivität (Erholung)

Der Verlauf Wertfunktionen für die Indikatoren zur Beurteilung der visuellen Attraktivität sind durch Edwards et al. (2012a) vorgegeben. Die Indikatoren mit einem linearen steigenden oder fallenden Verlauf wurden mit der Maximum-Methode normiert. Ernterückstände weisen einen linearen fallenden Verlauf auf. Der normalisierte Nutzen ergibt sich dabei wie folgt:

$$u(x_{ij}) = 1 - \frac{x_{ij}}{\max_j}$$

$u(x_{ij})$  standardisierter Wert der Behandlungsstrategie  $i$  gegenüber dem Indikator  $j$

$x_{ij}$  Wert der Behandlungsstrategie  $i$  gegenüber dem Indikator  $j$

$\min_j$  kleinster Wert über alle Behandlungsstrategien gegenüber dem Indikator  $j$

$\max_j$  grösster Wert über alle Behandlungsstrategien gegenüber dem Indikator  $j$

Die Indikator Variation der Baumgrössen und Anzahl der Baumarten, die ebenfalls mit dem Post-hoc- und Shannon-Index bewertet werden, wurden in diesem Fall mit der Maximum-Methode normiert. Eine Ausnahme bildet die lineare Wertfunktion für den Indikator Variation des Baumabstandes. Der Indikator wird mit dem Aggregationsindex  $R$  von Clark und Evans (1954) bewertet. Der Index erfasst die räumliche Anordnung von Bäumen in einem Bestand.  $R$  kann Werte zwischen 0 (geklumpt = attraktiv) und 2,1419 (gleichmässiges Pflanzmuster = nicht attraktiv) annehmen (Motz et al. 2010). Diese Interpretation wurde auf die Wertfunktion übertragen, die nach Edwards et al. (2012a) positiv wird, je mehr sich der Bestand gruppiert (Abbildung 9c).

Indikatoren mit glockenförmigem Verlauf wurden durch direct-rating normalisiert (Tabelle 14). Das Optimum der Wertfunktionen für den Überschildungsgrad der Baumkronen wurde zwischen 40% und 60% festgelegt. Das Optimum für die Menge an Totholz liegt zwischen 30 und 40  $\text{m}^3\text{ha}^{-1}$ , was auch für die Erhaltung der Biodiversität empfohlen wurde. Um eine Wertfunktion für den Indikator visuelles Durchdringung durch den Bestand zu definieren, wird der Stand Density Index (SDI) nach Reineke (1933) verwendet, welcher auch im LFI erfasst wird. Die Standardisierung der Wertfunktion erfolgt mit LFI Daten der ganzen Schweiz. Das Optimum wurde dabei zwischen dem 40% und 60% Perzentil und die Obergrenze beim 95% Perzentil festgelegt (Abbildung 9f und g).

#### 4.1.7.4 Biodiversität

Die Biodiversitätsindikatoren wurden mit der Zielmethode standardisiert. Der Schwellenwert für die optimale Totholzmenge liegt bei 40  $\text{m}^3\text{ha}^{-1}$  (Müller und Bütler 2010) (Abbildung 9n). Für den Indikator Habitatbäume wird ein Optimum von zehn Bäumen pro Hektar definiert. Dies wird als geeigneter Wert betrachtet, um die Auswirkungen der Holzernte auf Organismen zu mindern, die von den Strukturen solch grosser Bäume mit ihren zahlreichen Mikrohabitaten abhängig sind (Bütler et al. 2013) (Abbildung 9o).

Da sich in der Literatur keine empfohlenen Zielwerte für die Shannon Indices Alpha und Gamma finden lassen, wurde basierend auf den Daten des Schweizerischen LFI ein Optimum ermittelt. Dabei wurde der Shannon Index für jede Stichprobe des LFI berechnet. Unterteilt nach den biogeografischen Grossregionen, wurden für jede Region die zehn Prozent der Stichproben mit den jeweils

höchsten Indexwerten ermittelt. Auf Basis dieser 10% wurden anschliessend die Alpha- und Gamma-Diversitäten berechnet. Diese Werte repräsentieren einen optimalen Bereich, der in der Realität gefunden werden kann (Tabelle 15). Die Abbildung 9h bis k zeigen die Unterschiede zwischen den abgeleiteten Wertfunktionen für das Mittelland und den höher gelegenen östlichen Zentralalpen. Die Zahlen zeigen, dass die Diversität der Baumarten in den unteren Regionen generell höher ist. Für das Fallbeispiel Wagenrain werden die Werte des Mittellandes im Entscheidungsmodell als Optimum angenommen.

Im Gegensatz dazu zeigt dieselbe Analyse mit dem Post-hoc-Index keine Unterschiede zwischen den biogeographischen Regionen. Als Optimum der Wertfunktion wurden daher die schweizweiten Maxima von Shannon Alpha und Shannon Gamma für das Fallbeispiel Wagenrain herangezogen (Tabelle 16).

**Tabelle 15: Shannon Alpha und Gamma Werte, die anhand der LFI-Stichproben für die sechs biogeografischen Regionen berechnet wurden (SP = Stichprobe).**

| Biogeografische Regionen (BIOGEOR) | Anzahl SP   | Shannon ALPHA über... |                                    | Shannon GAMMA über... |                                    |
|------------------------------------|-------------|-----------------------|------------------------------------|-----------------------|------------------------------------|
|                                    |             | Alle SP               | die 10% der höchsten H-Wert der SP | Alle SP               | die 10% der höchsten H-Wert der SP |
| 1 Jura                             | 1046        | 2,06                  | 4,17                               | 6,59                  | 10,94                              |
| <b>2 Mittelland</b>                | <b>1385</b> | <b>2,10</b>           | <b>4,24</b>                        | <b>8,34</b>           | <b>13,04</b>                       |
| 3 Alpennordflanke                  | 1860        | 1,71                  | 3,87                               | 5,28                  | 9,08                               |
| 4 westl. Zentralalpen              | 553         | 1,64                  | 3,30                               | 7,09                  | 14,35                              |
| 5 östliche Zentralalpen            | 651         | 1,43                  | 2,80                               | 4,74                  | 9,40                               |
| 6 Alpensüdflanke                   | 853         | 1,57                  | 3,59                               | 11,62                 | 18,91                              |
| Gesamte Schweiz                    | 6348        | 1,78                  | 3,91                               | 9,04                  | 14,00                              |

**Tabelle 16: Post-hoc Alpha und Gamma Werte, die anhand der LFI-Stichproben für die sechs biogeografischen Regionen berechnet wurden (SP = Stichprobe).**

| Biogeografische Regionen (BIOGEOR) | Anzahl SP   | Post-hoc ALPHA über... |                                    | Post-hoc GAMMA über... |                                    |
|------------------------------------|-------------|------------------------|------------------------------------|------------------------|------------------------------------|
|                                    |             | Alle SP                | die 10% der höchsten H-Wert der SP | Alle SP                | die 10% der höchsten H-Wert der SP |
| 1 Jura                             | 1046        | 1,45                   | 1,96                               | 2,51                   | 2,48                               |
| 2 Mittelland                       | 1385        | 1,38                   | 1,93                               | 2,61                   | 2,53                               |
| 3 Alpennordflanke                  | 1860        | 1,43                   | 2,01                               | 2,64                   | 2,55                               |
| 4 westl. Zentralalpen              | 553         | 1,32                   | 1,94                               | 2,56                   | 2,45                               |
| 5 östliche Zentralalpen            | 651         | 1,31                   | 1,93                               | 2,60                   | 2,56                               |
| 6 Alpensüdflanke                   | 853         | 1,23                   | 1,85                               | 2,52                   | 2,47                               |
| <b>Gesamte Schweiz</b>             | <b>6348</b> | <b>1,37</b>            | <b>1,96</b>                        | <b>2,65</b>            | <b>2,57</b>                        |

#### 4.1.7.5 Kohlenstoffspeicherung

Die Kohlenstoffspeicherung wurde mit der Maximum-Methode standardisiert. Die Definition eines Optimums ist schwierig, da die Menge an Biomasse, welche sich akkumuliert und geerntet werden kann, von der Baumart, dem Bestandsalter, der Waldstruktur und der Qualität abhängt. Die Maximum-Methode erscheint daher angemessen, da sie es ermöglicht, verschiedene Behandlungsstrategien miteinander zu vergleichen.

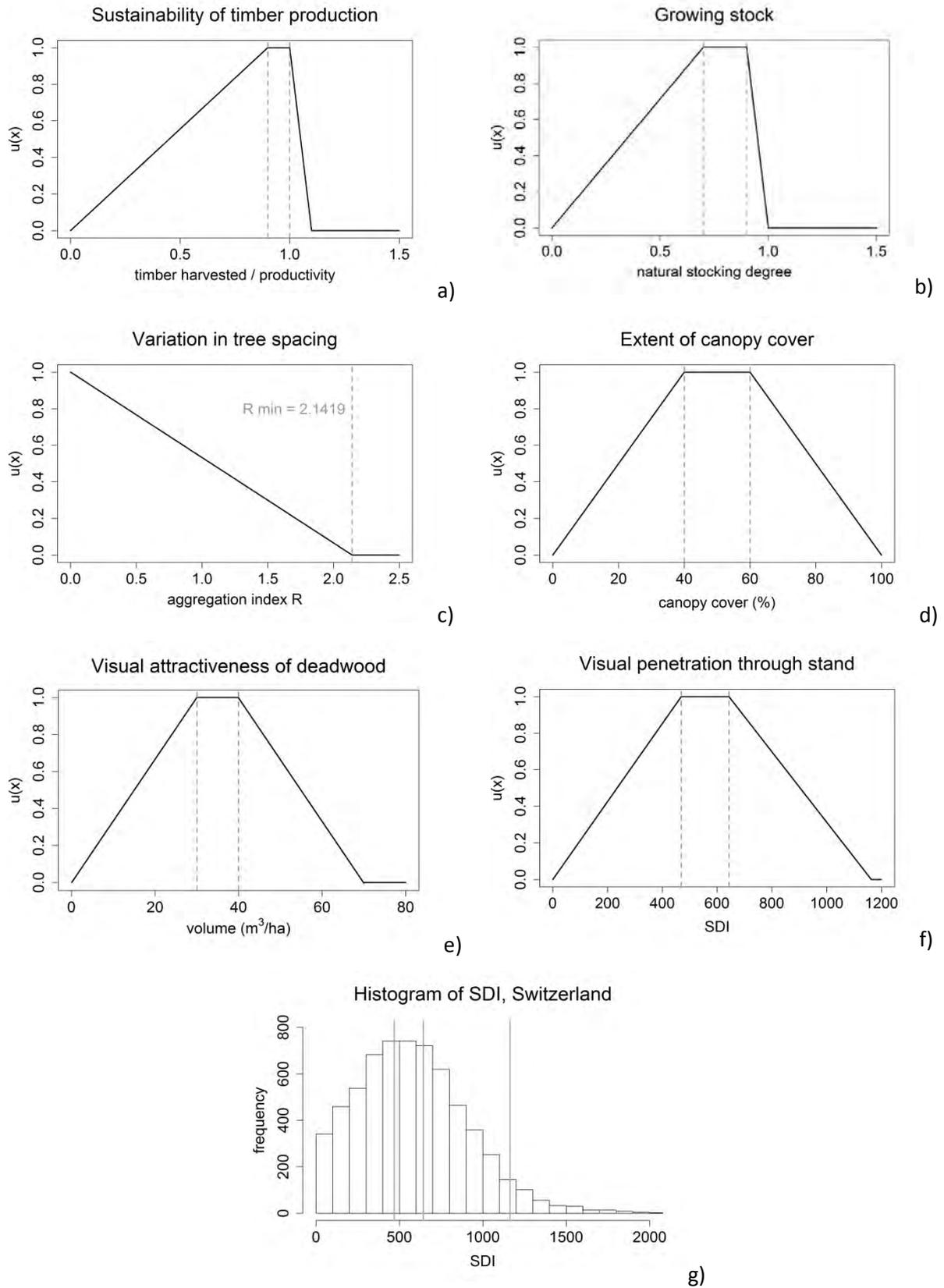
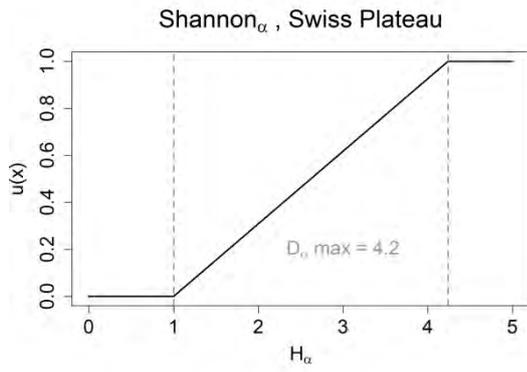
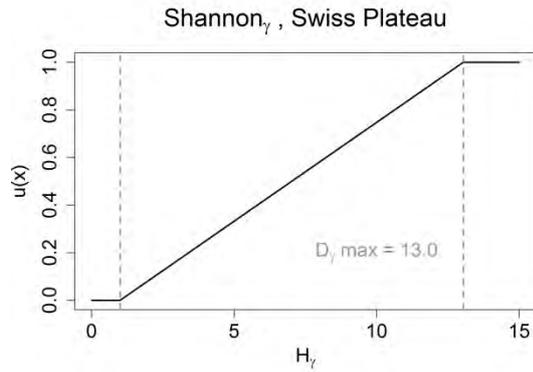


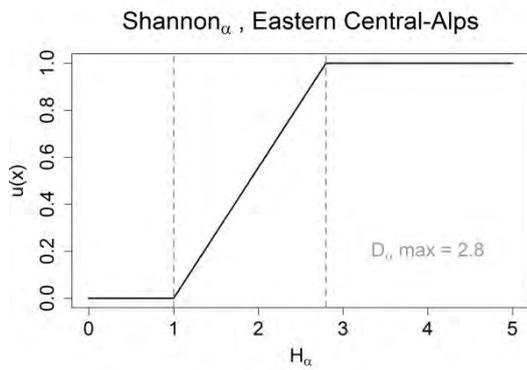
Abbildung 9: Wertfunktionen für die mit der Zielmethode und der direct-rating Methode standardisierten Indikatoren (SDI = Stand Density Index,  $D_\alpha$  und  $D_\gamma$  = Shannon Alpha und Gamma,  $H_\alpha$  und  $H_\gamma$  = Post-hoc Alpha und Gamma).



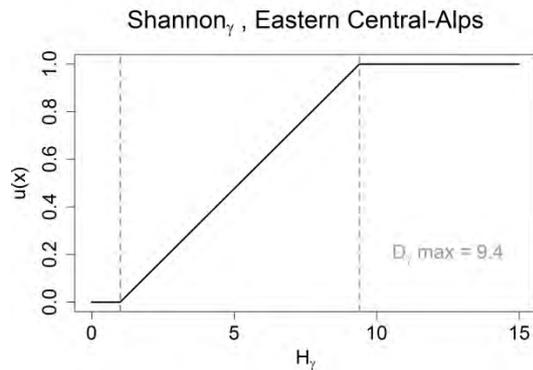
h)



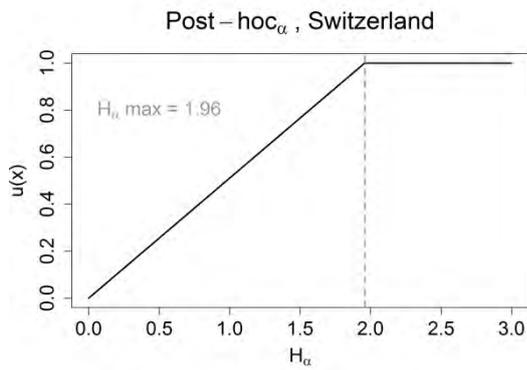
i)



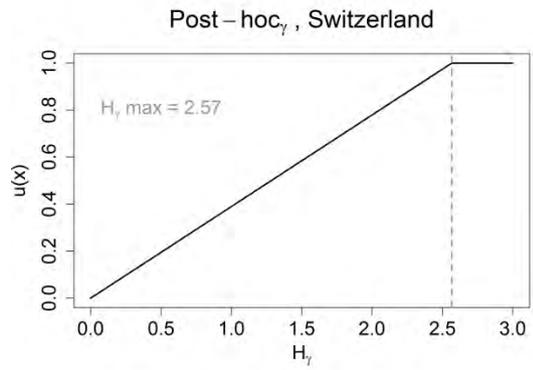
j)



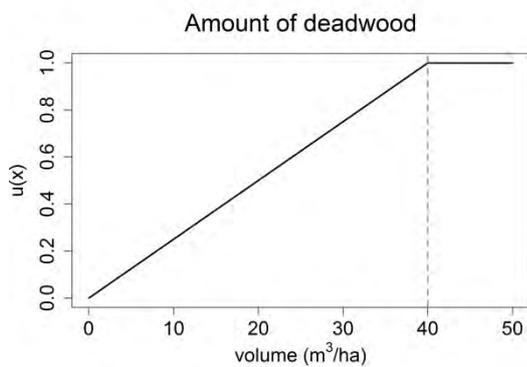
k)



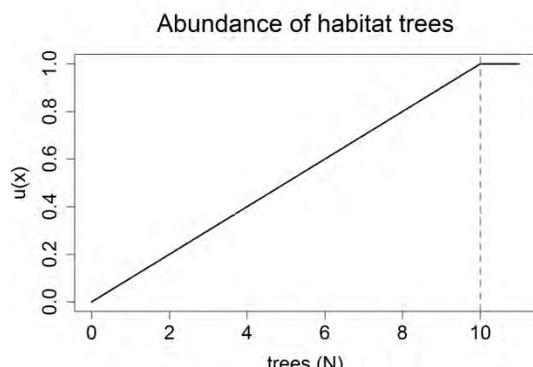
l)



m)



n)



o)

Abbildung 9: Forstsetzung

#### 4.1.8 Gewichtung der Indikatoren und Kriterien

Die Gewichte der Indikatoren wurden gemeinsam mit dem Leiter des Forstbetriebes Wagenrain definiert (Tabelle 17). Die Schutzleistung vor gravitationsbedingten Naturgefahren wurde im Fallbeispiel jedoch nicht berücksichtigt, da das betrachtete Untersuchungsgebiet keine Schutzfunktionen erfüllen muss. Für die Vergabe der Gewichte wurde die Simple Multi-Attribut Rating Technik (SMART) angewendet (Kangas et al., 2015). Jedem Indikator wurde dabei ein numerischer Wert nach seinem Rang zugewiesen, der seine Bedeutung innerhalb der Indikatoren eines ES darstellt (hoher Wert = wichtig). Aus den vergebenen Rangpunkten wurde anschliessend die Quersumme gebildet. Der Quotient aus Rang und Quersumme repräsentiert letzten Endes das Gewicht eines Indikators.

Die Gewichte der Indikatoren und der ES haben einen starken Einfluss auf den Gesamtnutzen einer waldbaulichen Bewirtschaftungsstrategie. Dieser Einfluss wurde in einer Sensitivitätsanalyse untersucht bei der alle Indikatoren eines ES sowie die ES selbst, die gleiche Priorität erhielten (V1\_gleich). In vier weiteren Varianten (V2 bis V5) wurde zusätzlich die Robustheit der Ergebnisse analysiert, wenn sich die Gewichtung der ES ändert. Dabei erhielt jeder ES einmal ein höheres Gewicht (0,7) im Vergleich zu den anderen Services (0,1). Die Sensitivitätsanalyse soll ein besseres Verständnis bezüglich der einzelnen ES und ihrer Beziehung zueinander ermöglichen, insbesondere hinsichtlich von Synergien und Konflikten.

Tabelle 17: Gewichtung der Indikatoren und ES für die Aggregation mit MAVT; FM = Gewichte, die gemeinsam mit dem Betriebsleiter definiert wurden; Sensitivitätsanalyse: V1 = alle Waldleistungen (ES) und Indikatoren erhalten das gleiche Gewicht, V2 bis V5 = jeweils ein ES wird gegenüber den anderen ein höheres Gewicht zugewiesen (BC = Biodiversität, CS = Kohlenstoffspeicherung, TP = Holzproduktion, VA = Visuelle Attraktivität). Die Schutzleistung wird im Beispiel Wagenrain nicht berücksichtigt.

| Ecosystem Service      | Gewichtung ( $\lambda_a$ ) |              |       |       |       |       | Indikator  | Gewichtung ( $\lambda_i$ ) |              |
|------------------------|----------------------------|--------------|-------|-------|-------|-------|--|----------------------------|--------------|
|                        | FM                         | Sensitivität |       |       |       |       |  | FM                         | Sensitivität |
|                        |                            | V1 gleich    | V2 BC | V3 CS | V4 TP | V5 VA |  |                            |              |
| Biodiversität          | 0,25                       | 0,25         | 0,7   | 0,1   | 0,1   | 0,1   | Shannon Index Alpha  | 1.5/21                     | 1/6          |
|                        |                            |              |       |       |       |       | Shannon Index Gamma  | 3.5/21                     | 1/6          |
|                        |                            |              |       |       |       |       | Post-hoc Index Alpha   | 1.5/21                     | 1/6          |
|                        |                            |              |       |       |       |       | Post-hoc Index Gamma   | 3.5/21                     | 1/6          |
|                        |                            |              |       |       |       |       | Menge an Totholz (Mortalität + Ernterückstände)                | 5.5/21                     | 1/6          |
|                        |                            |              |       |       |       |       | Anzahl an Habitatbäumen  | 5.5/21                     | 1/6          |
| Kohlenstoffspeicherung | 0,25                       | 0,25         | 0,1   | 0,7   | 0,1   | 0,1   | Kohlenstoffspeicherung   | 1                          | 1            |
| Holzproduktion         | 0,25                       | 0,25         | 0,1   | 0,1   | 0,7   | 0,1   | Geerntetes Holzvolumen   | 4/15                       | 1/5          |
|                        |                            |              |       |       |       |       | Zuwachs  | 1.5/15                     | 1/5          |
|                        |                            |              |       |       |       |       | Verhältnis Nutzung/Zuwachs (Nachhaltigkeit)                    | 5/15                       | 1/5          |
|                        |                            |              |       |       |       |       | Vorrat (bewertet mit Bestockungsgrad)                          | 1.5/15                     | 1/5          |
|                        |                            |              |       |       |       |       | Annuität   | 3/15                       | 1/5          |
| Visuelle Attraktivität | 0,25                       | 0,25         | 0,1   | 0,1   | 0,1   | 0,7   | Grösse der Bäume   | 9/45                       | 1/9          |
|                        |                            |              |       |       |       |       | Variation der Baumgrössen (Post-hoc Index Alpha)               | 3.5/45                     | 1/9          |
|                        |                            |              |       |       |       |       | Variation des Baumabstandes (Aggregationsindex)                | 3.5/45                     | 1/9          |
|                        |                            |              |       |       |       |       | Mit Baumkronen überschirmte Fläche                             | 5/45                       | 1/9          |
|                        |                            |              |       |       |       |       | Visuelles durchdringen des Bestandes (stand density index SDI) | 7/45                       | 1/9          |
|                        |                            |              |       |       |       |       | Variation der Baumarten (Shannon Index Alpha)                  | 2/45                       | 1/9          |
|                        |                            |              |       |       |       |       | Menge an Ernterückständen                                      | 8/45                       | 1/9          |
|                        |                            |              |       |       |       |       | Menge an natürlichem Totholz (nur Mortalität)                  | 1/45                       | 1/9          |
|                        |                            |              |       |       |       |       | Variation zwischen den Beständen (Shannon Index)               | 6/45                       | 1/9          |

## 4.2 Validierung WaldPlaner

Die Validierung des Simulators WaldPlaner erfolgte anhand der Inventurdaten des Betriebes Wagenrain aus den Jahren 1986, 1996 und 2011. Die Inventurdaten von 1986 und 1996 wurden mit der Strategie BAU bis 2011 fortgeschrieben. Die jeweiligen Endzustände wurden mit der zuletzt stattgefundenen Inventur aus dem Jahr 2011 verglichen (vgl. Kapitel 3.2.2).

Von den insgesamt 366 Beständen konnten lediglich 171 Stichproben für die Validierung herangezogen werden. Der Grund hierfür ist, dass im Jahre 1999 ein Teil der Stichproben durch den Sturm Lothar geschädigt wurden. Diese Lothar-Flächen wurden in ArcGIS identifiziert und die betroffenen Stichproben werden für den Vergleich ausgeschlossen. Weiterhin ist der Betrieb stetig gewachsen,

wodurch nicht alle Stichproben in allen Zeitpunkten erhoben wurden. In den Inventuren wurde neben der Baumart und der Position der Bäume „lediglich“ der BHD als weitere Grösse erhoben. Die Validierung fand daher auf zwei Ebenen anhand der folgenden Kenngrössen statt:

- i) Ebene des ganzen Betriebes: Grundfläche und quadratischer Mitteldurchmesser (Mittelwerte über alle Stichprobenbestände),
- ii) Ebene des Einzelbaumes: BHD und BHD Zuwachs. Für die Betrachtung auf der Ebene des Einzelbaumes wurden nur die Bäume der „Vor-Inventur“ (1986 oder 1996) berücksichtigt, welche 2011 noch auf der Fläche vorhanden sind (Bäume der ursprünglichen Stichprobe, nicht des erweiterten Modellbestandes).

### *Ebene Betrieb*

Die simulierten Grundflächen (G) (sim2011) entsprechen dem erhobenen Zustand (inv2011) in beiden Zeitperioden relativ gut. In der Periode 1986-2011 beträgt der relative Bias -7,75% und in der Periode 1996-2011 lediglich -1,45% (Tabelle 18). Auch die Grundflächenanteile der jeweiligen Baumarten werden durch das Modell recht gut abgebildet. Lediglich der Anteil der Fichte nimmt über die Zeit zugunsten der Buche etwas ab (Abbildung 10). Dies hängt mit der Parametrisierung des Simulators mit Daten aus einem buchendominierten Gebiet zusammen.

Der simulierte quadratische Mitteldurchmesser (dg) liegt in beiden Perioden über dem erhobenen Wert. In der Periode von 1986-2011 beträgt er leicht über 10%. Diese Abweichung ist hauptsächlich auf die Unterschiede in den niedrigen BHD-Stufen zurückzuführen. Wie Abbildung 10 zeigt, werden Durchforstungs- und Mortalitätsprozesse im Simulator gegenüber der Realität zeitverzögert durchgeführt. Die BHD-Kurve der Periode 1996-2011 verläuft daher über der aus der Inventur von 2011. Die Kurve aus der Periode von 1986-2011 hingegen verläuft unterhalb und der Einwuchs im Simulator ab einem BHD von 7cm setzt verspätet ein. Daraus resultiert eine bimodale Verteilung mit einem hohen Anteil an Bäumen unter 12 cm BHD. Diese wurden Aufgrund der Kluppschwelle der Inventur von 12 cm jedoch nicht für die Validierung und die Berechnung des dg berücksichtigt.

**Tabelle 18: Bias für die Kenngrössen Grundfläche (G) und quadratische Mitteldurchmesser (dg). Verglichen werden die simulierten Werte der Strategie BAU (1986 bis 2011 und 1996 bis 2011) mit der Inventur von 2011.**

|    | Einheit                         | Periode   | sim2011 | inv2011 | Bias  | Relative Bias (%) |
|----|---------------------------------|-----------|---------|---------|-------|-------------------|
| G  | m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> | 1986-2011 | 22,25   | 24,12   | -1,87 | -7,75             |
| dg | cm                              | 1986-2011 | 31,92   | 28,83   | 3,09  | 10,72             |
| G  | m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> | 1996-2011 | 23,77   | 24,12   | -0,35 | -1,45             |
| dg | cm                              | 1996-2011 | 30,50   | 28,83   | 1,67  | 5,79              |

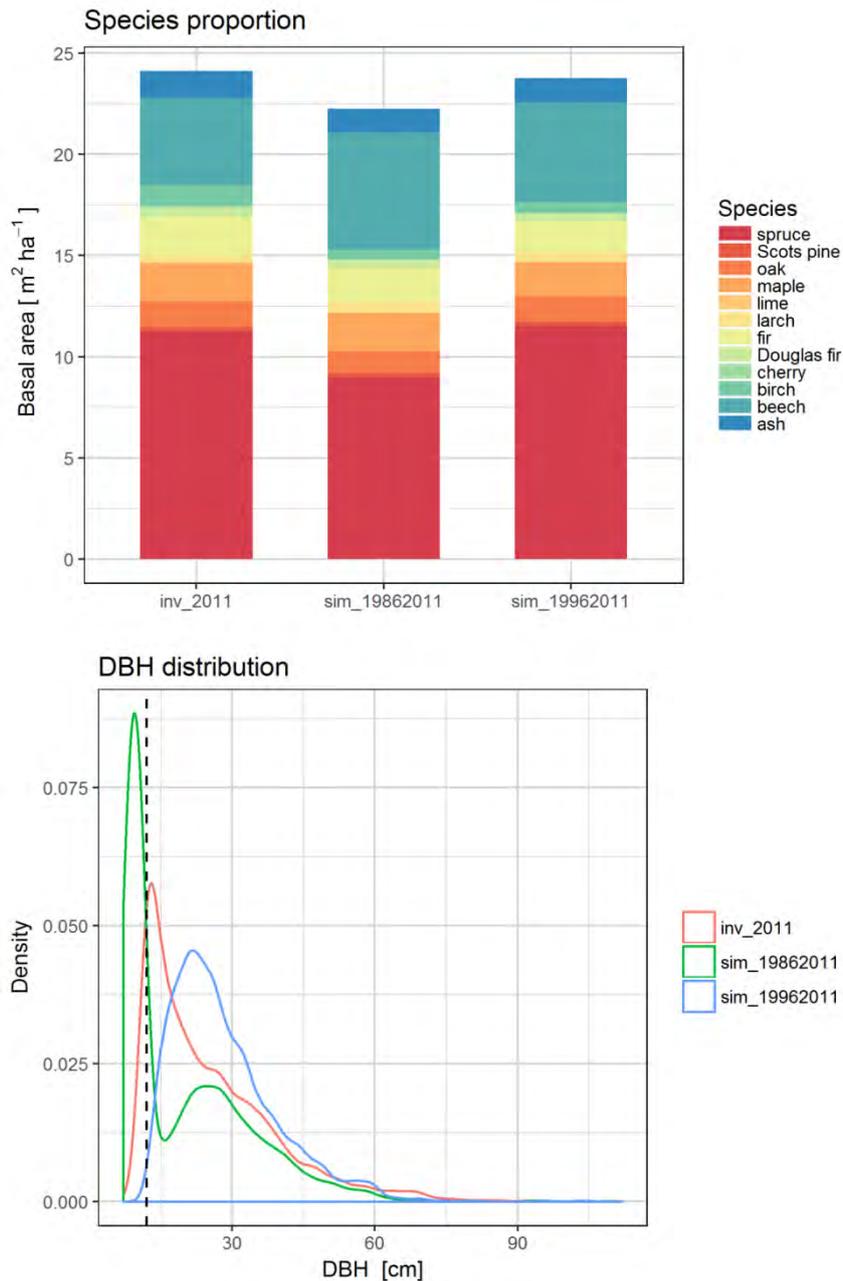


Abbildung 10: Simulierte und erhobene Grundfläche unterteilt nach Baumartenanteilen im Jahr 2011 (oben). Simulierte und erhobene BHD-Verteilung im Jahr 2011 (unten). Dargestellt sind jeweils die Simulationszeiträume 1986 bis 2011 und 1996 bis 2011. Die gestrichelte Linie in der unteren Abbildung repräsentiert die BHD-Kluppschwelle der Inventur 2011 mit einem BHD von 12cm. Der Einwuchs im Modell unterhalb der Kluppschwelle wurde nicht für die Validierung berücksichtigt.

### *Ebene Einzelbaum*

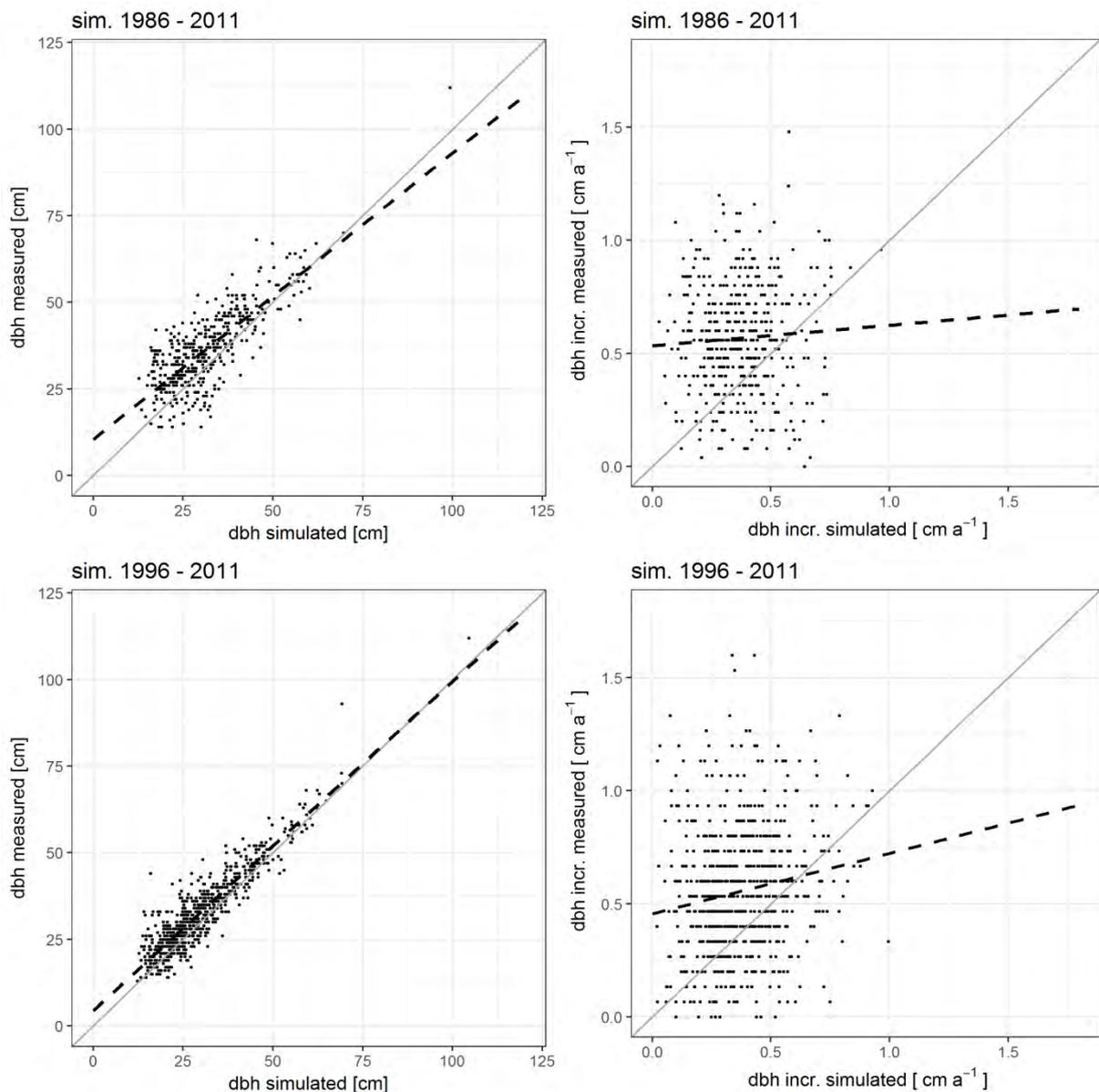
Aus der Inventur von 1986 waren nach der Simulation 438 Bäume vorhanden (über alle Stichproben), die in der Inventur von 2011 nochmals erhoben wurden. Diese konnten hinsichtlich ihres BHD und des BHD-Zuwachses verglichen werden. Aus der Simulationsperiode 1996 bis 2011 sind es 743 Bäume (Tabelle 19).

Der absolute BHD der Bäume wird in beiden Perioden etwas unterschätzt. Der relative Bias beträgt -13,69 % für die Periode 1986-2011 und -8,72% für die Periode 1996-2011. Für den BHD-Zuwachs liegt

der relative Bias hingegen deutlich höher mit -35,07 % für die Periode 1986-2011 und -34,22% für die Periode 1996-2011 (Tabelle 19 und Abbildung 11).

**Tabelle 19: Bias für den BHD und den BHD-Zuwachs der Einzelbäume. Verglichen werden die simulierten Werte der Strategie BAU (1986 bis 2011 und 1996 bis 2011) mit den Werten der Inventur von 2011.**

|             | Einheit            | Periode   | Anzahl Bäume | Bias  | Relativer Bias (%) |
|-------------|--------------------|-----------|--------------|-------|--------------------|
| BHD         | cm                 | 1986-2011 | 438          | -4,97 | -13,69             |
| BHD Zuwachs | cm a <sup>-1</sup> | 1986-2011 | 438          | -0,20 | -35,07             |
| BHD         | cm                 | 1996-2011 | 743          | -2,87 | -8,72              |
| BHD Zuwachs | cm a <sup>-1</sup> | 1996-2011 | 743          | -0,19 | -34,22             |



**Abbildung 11: Vergleich der simulierten mit den erhobenen Einzelbaumgrößen BHD und BHD-Zuwachs. Dargestellt sind die Simulationszeiträume 1986 bis 2011 und 1996 bis 2011. Die gestrichelte Linie repräsentiert das „wahre“ Verhältnis und die graue durchgezogene Linie das „ideale“ Verhältnis zwischen simulierten und beobachteten Werten.**

### 4.3 Fallbeispiel Wagenrain

Am Fallbeispiel Wagenrain wurde das multikriterielle Entscheidungssystem angewandt. Ziel war es, eine geeignete Strategie für die Waldbewirtschaftung auf der Ebene des Betriebes zu finden. Die Analyse verfolgte dabei eine ganzheitliche Betrachtung der wichtigsten ES im Untersuchungsgebiet, welches die Holzproduktion, der Erhalt der Biodiversität, die Erholungsleistung und die Kohlenstoffspeicherung sind. Der Fokus lag dabei insbesondere auf den Strategien zur Förderung der Biodiversität (BC-int, BC-seg).

#### 4.3.1 Einfluss der Strategien auf die Waldentwicklung

Im Folgenden wird der Einfluss der Behandlungsstrategien auf die für den Erhalt der Biodiversität und die Holzproduktion wichtigsten Indikatoren dargestellt. Im gleichzeitigen Erbringen beider Leistungen wird bekanntlich das grösste Konfliktpotenzial gesehen. Die detaillierten Ergebnisse aller 21 Indikatoren sind im Anhang 8.1 aufgeführt.

Die meisten Bäume werden in der Strategie NO ( $13,2 \text{ ha}^{-1}$ ) geschützt, gefolgt von der Strategie BC-int ( $9,4 \text{ ha}^{-1}$ ). Die Strategie BC-seg erhält mit  $2,9 \text{ ha}^{-1}$  dagegen eine deutlich geringere Anzahl von Habitatbäumen. Dieser Wert stellt jedoch einen Mittelwert über alle Bestände in den verschiedenen Zonen dar, einschliesslich der Zonen, welche mit NO und BC-int simuliert wurden. Die geringste Anzahl von Habitatbäumen wird in den Strategien INTENS ( $0,67 \text{ ha}^{-1}$ ) und BAU ( $1,67 \text{ ha}^{-1}$ ) geschützt (Abbildung 12a).

Beim natürlichen Totholz (Mortalität) sehen die Ergebnisse ähnlich aus. Die grössten Mengen werden am Ende des Simulationszeitraums bei der Strategie NO akkumuliert. Mit  $29,2 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$  ist die Menge zwei- bis dreimal höher als bei allen anderen Strategien (Abbildung 12b). Die Strategien BC-int ( $12,4 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$ ) und BC-seg ( $10,6 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$ ) erhalten ähnliche Werte. Die geringsten Mengen an natürlichem Totholz werden in der Strategie INTENS akkumuliert ( $5,8 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$ ).

Für die Bewertung der Biodiversität in der MAVT-Analyse wurden neben Totholz aus der Mortalität zusätzlich auch Totholz aus Ernterückständen berücksichtigt (Abbildung 12c). In diesem Fall akkumulieren die Strategien INTENS ( $26,8 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$ ), BC-seg ( $27,6 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$ ) und BAU ( $26,2 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$ ) deutlich höhere Totholzmengen, welche zum Ende des Simulationszeitraums den akkumulierten Volumen der Strategie NO ( $29,2 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$ ) sehr nahekommen. Die Strategie BC-int akkumuliert dagegen nur  $22,1 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$ .

Die strukturelle Diversität gemessen mit dem Post-hoc Alpha (durchschnittliche Diversität im Betrieb über alle Bestände) ist in den Strategien NO und BC-int höher (Abbildung 12d). Die Gamma Diversität (Diversität zwischen den Beständen im Betrieb) ist hingegen bei den mehr wirtschaftlich orientierten Strategien BC-seg, BAU und INTENS höher (Abbildung 12e). Diese Strategien führen demnach zu Beständen mit unterschiedlichen strukturellen Eigenschaften, wie Bestände mit offenen Flächen sowie solche mit jungen und alten Bestandesstrukturen.

Die mit dem Shannon Index Alpha gemessene Baumartendiversität zeigt keine Unterschiede zwischen den Strategien (Abbildung 12f). Die Gamma Diversität ist hingegen höher für die wirtschaftlich orientierten Strategien BC-seg, BAU und INTENS (Abbildung 12g).

Der durchschnittliche Vorrat steigt unter der Strategie NO ( $709 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$ ) und BC-int ( $555 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$ ) bis zum Ende der Simulationsperiode stark an, was die Stabilität des Waldes mindert und seine Störanfälligkeit erhöht (Abbildung 12h). Die Strategien BAU ( $361 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$ ) und BC-Seg ( $347 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$ ) weisen

dagegen nur einen leichten Anstieg auf. Bei der Strategie INTENS bleibt der Vorrat mehr oder weniger konstant ( $269 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ).

Hinsichtlich des Verhältnisses von Nutzung und Zuwachs (Nachhaltigkeit) erreicht keine der Strategien eine ideale, ausgewogene Situation von 100 % bis zum Ende der Simulationsperiode (Abbildung 12i). Dies bedeutet, dass alle Strategien ein zusätzliches Holzerntepotenzial bieten würden. Dies ist selbst bei der Strategie INTENS der Fall, welche jedoch mit 89 % einem ausgeglichenen Verhältnis am nächsten kommt. Die Übernutzung (Verhältnis > 100 %, Nutzung übersteigt den Zuwachs) von INTENS im Jahr 2021 resultiert aus den verminderten Zielstärken dieser Strategie. Die Strategie BAU erreicht in den meisten Fällen ein Verhältnis von knapp unter 77 %. Die Strategie BC-seg (70 %) erhält ähnliche Werte wie BAU, mit Ausnahme in der ersten Simulationsperiode, wo das Verhältnis darüber liegt. Dieser Effekt resultiert aus den Zonen, die mit der Strategie INTENS simuliert wurden (Absenkung der Zielstärke). Die Strategie BC-int (38 %) erhält im Vergleich dazu deutlich niedrigere Werte und NO einen Wert von Null, da kein Holz geerntet wird.

Annuitäten reagieren sehr sensitiv auf die gewählten Diskontsätze (Abbildung 13). Bei einem Zinssatz von einem Prozent erhalten die Strategien BC-int und NO die höchsten Werte. Grund dafür ist, dass die Annuitäten nicht nur den Nettoertrag des geernteten Holzes (Holzertrag abzüglich Erntekosten) berücksichtigt, sondern auch die Wertentwicklung des verbleibenden Bestandes. Bei der Bewertung des verbleibenden Bestandes haben wir jedoch keine Wertminderungen durch mögliche Fäulen oder andere Risiken berücksichtigt. Wird ein Zinssatz von zwei Prozent verwendet, sinken die Annuitäten aller Strategien. Dieser Effekt setzt sich bei einem Zinssatz von drei Prozent fort. Bei einem Zinssatz von drei Prozent erhält NO jedoch negative Werte und INTENS weist am Ende der Simulation den höchsten jährlichen Nettoertrag auf. BC-Seg erhält etwas leicht höhere Annuitäten als BC-int. Die Resultate der Strategie BC-seg erreichen zum Ende der Simulation ähnliche Ausprägungen wie BAU. Der Einfluss unterschiedlicher Zinssätze ist somit deutlich ausgeprägter bei den Strategien NO und BC-int. Die Annuitäten dieser Strategien fallen bei höheren Zinssätzen stärker ab. Dies ist darauf zurückzuführen, dass weniger oder kein Holz geerntet wird (Abbildung 12i). Die Annuität resultiert bei diesen Strategien primär aus der Wertentwicklung des verbleibenden Bestandes. Für die MAVT-Analyse wurden die Annuitäten mit einem Zinssatz von drei Prozent verwendet, wo die Zeitpräferenz der Kapitalströme recht hoch ist und zukünftige Einkommen als weniger wichtig angesehen werden als die von heute.

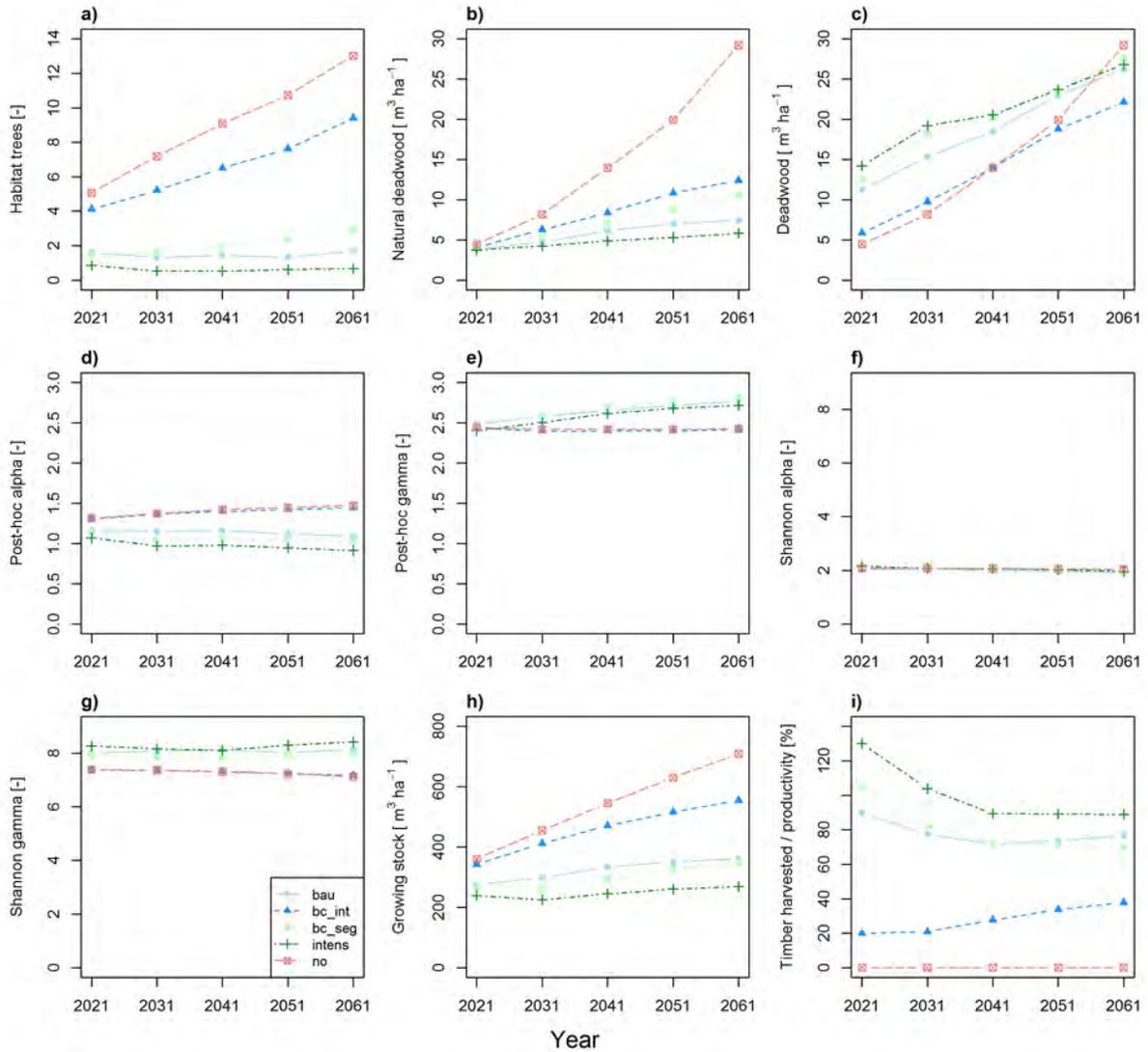


Abbildung 12: Ergebnisse der 50 jährigen Simulation (2011-2061) bei fünf unterschiedlichen Strategien (BAU = business as usual, BC-int = integrated biodiversity conservation, BC-seg = segregated biodiversity conservation, INTENS = intensive management, NO = no management). Dargestellt sind die Durchschnittswerte über die gesamte Bewirtschaftungseinheit. Für das Verhältnis von geerntetem Holzvolumen zu Zuwachs werden die kumulativen Mittelwerte berechnet (2021 = 10 Jahre, 2031 = 20 Jahre, 2041 = 30 Jahre, 2051 = 40 Jahre, 2061 = 50 Jahre). In einer MAVT-Analyse wird das Volumen des gesamten Totholzes (aus Mortalität und Ernterückständen) berücksichtigt, um den Erhalt der Biodiversität zu bewerten.

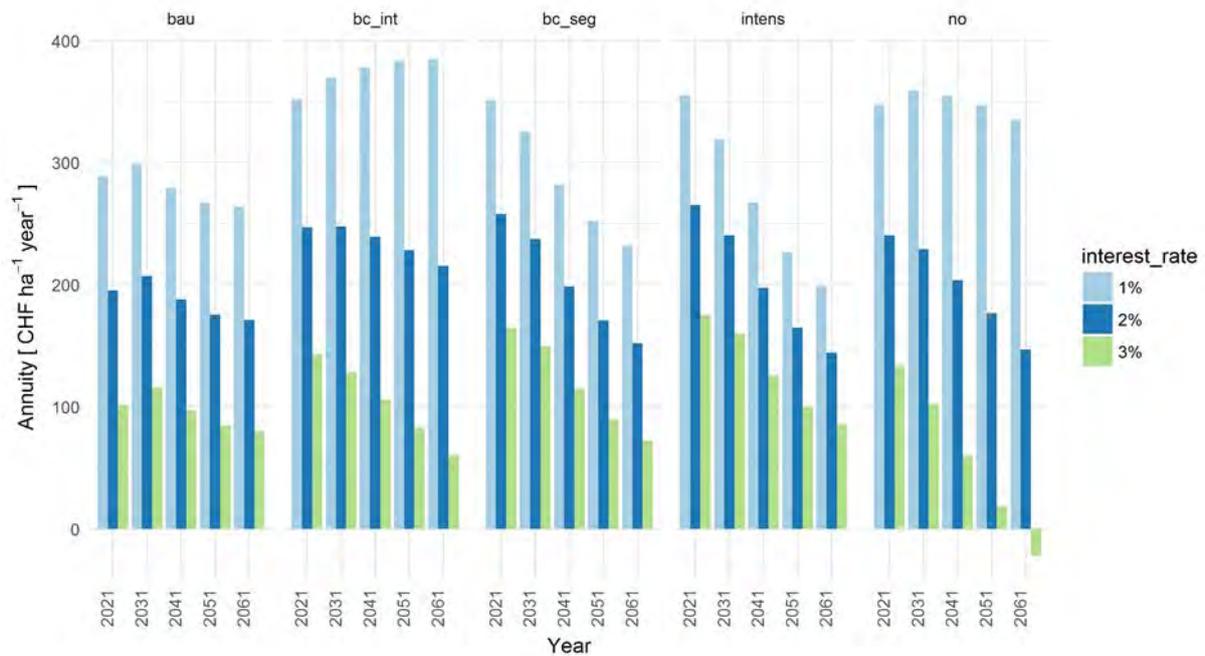


Abbildung 13: Annuität simuliert über 50 Jahre (2011-2061) für drei Zinssätze und fünf unterschiedliche Strategien (BAU = business as usual, BC-int = integrated biodiversity conservation, BC-seg = segregated biodiversity conservation, INTENS = intensive management, NO = no management). Die Annuitäten mit einem Zinssatz von 3% werden für die MAVT-Analyse herangezogen. Berücksichtigt wurden die kumulativen Zeiträume: 2021 = 10 Jahre, 2031 = 20 Jahre, 2041 = 30 Jahre, 2051 = 40 Jahre, 2061 = 50 Jahre.

#### 4.3.2 Multikriterielle Entscheidungsanalyse

Die MAVT-Analyse ergab für die Strategien INTENS (0,73), BC-seg (0,71) und BAU (0,7) am Ende des Simulationszeitraumes die grössten Gesamtnutzen (overall utility), welche alle sehr dicht zusammenliegen (Gewichtung FM, Tabelle 17). Die Strategie BC-int erhält im Vergleich einen Wert von 0,65 und die Strategie NO den niedrigsten Wert mit 0,53 (Abbildung 14b). Abgesehen von NO steigt der Gesamtnutzen für alle Strategien während der Simulationsperiode an, vor allem aufgrund des ES Kohlenstoffspeicherung und der Biodiversität. Bei INTENS trägt auch der ES Holzproduktion zu einer Steigerung bei. Die Unterschiede zwischen den Strategien ergeben sich hauptsächlich aus den Teilnutzen (partial utility) des ES Biodiversität, Holzproduktion und Kohlenstoffspeicherung (Abbildung 14a und Anhang 8.2).

Für den ES Biodiversität erhält die Strategie NO den höchsten Teilnutzen (0,77), gefolgt von der Strategie BC-int (0,71). Die Teilnutzen der beiden Strategien steigen über den Simulationszeitraum kontinuierlich an, hauptsächlich aufgrund der Anzahl an Habitatbäumen und der akkumulierten Totholz-mengen. Die wirtschaftlich orientierten Strategien INTENS (0,52), BAU (0,54) und BC-seg (0,58) haben dagegen niedrigere Werte. Die Teilnutzen dieser Strategien sind 32 % bis 48 % niedriger als der Nutzen der Strategie NO.

Die Bewirtschaftung der Wälder führt zu mehr verfügbarem Holz und einem ausgeglichenen Verhältnis von geerntetem Holzvolumen zu Zuwachs sowie zu einem stabilem Bestandesvorrat (aus Sicht der Waldbewirtschaftung), was zu höheren Teilnutzen für den ES Holzproduktion führt. Die Strategie INTENS hat daher den höchsten Teilnutzen am Ende der Simulationsperiode für diesen ES (0,81), gefolgt von BAU (0,73) und BC-seg (0,69). Die Strategie NO erhält aufgrund der Ergebnisse für den Indikator Zuwachs noch einen Wert von 0,1 (Anhang 8.1.1).

Das geerntete Holz kann wiederum für Holzprodukte eingesetzt werden, die Kohlenstoff binden, aber auch zur Substitution von Nichtholzprodukten und fossilen Brennstoffen verwendet werden. Dies führt zu höheren und stetig ansteigenden Teilnutzen bei der Kohlenstoffspeicherung. Der höchste Teilnutzen erhält daher auch hier wiederum die Strategie INTENS (1,0), gefolgt von BC-seg (0,89) und BAU (0,87).

Die Teilnutzen des ES visuellen Attraktivität bleiben für alle Strategien über den Simulationszeitraum hinweg nahezu konstant. Für die Strategien INTENS, BAU und BC-seg liegen die Werte in der letzten Simulationsperiode zwischen 0,61 (INTENS) und 0,67 (BC-seg). Die Teilnutzen der Strategien BC-int (0,81) und NO (0,86) sind leicht höher.

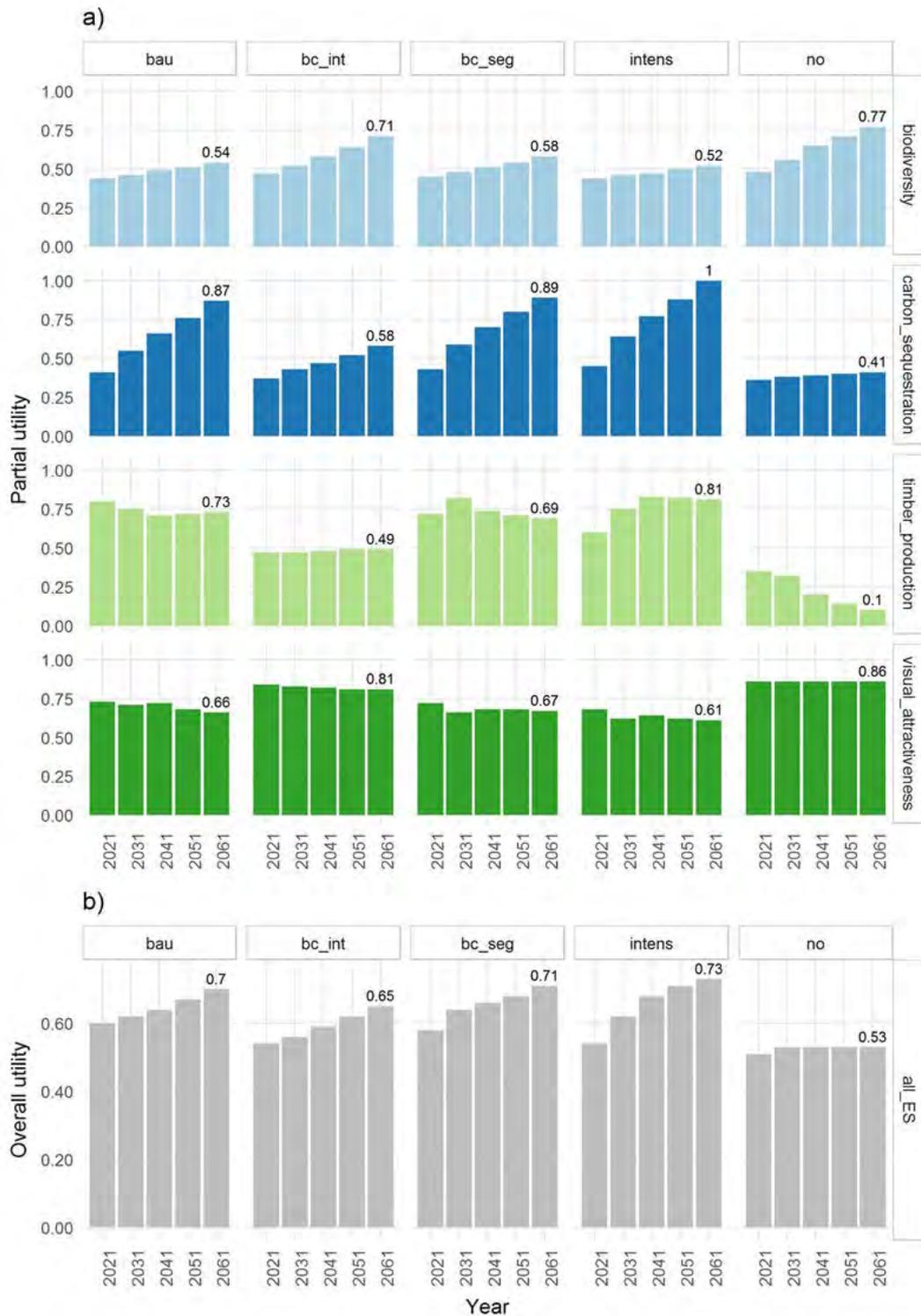


Abbildung 14: a) Teilnutzen der ES Biodiversität, Kohlenstoffspeicherung, Holzproduktion und visuelle Attraktivität (Erholung), simuliert über 50 Jahre unter fünf verschiedenen Behandlungsstrategien (BAU = business as usual, BC-int = integrated biodiversity conservation, BC-seg = segregated biodiversity conservation, INTENS = intensive management, NO = no management). Die Zahl über dem Balken repräsentiert den Nutzen im Jahr 2061, dem Ende der Simulationsperiode. b) Gesamtnutzen der fünf Managementstrategien (Gewichtung FM, definiert mit Betriebsleiter, Tabelle 17).

### 4.3.3 Sensitivitätsanalyse

Die Sensitivitätsanalyse ermöglicht eine vereinfachte Interpretation der Resultate, um die ES zu identifizieren, die einen grossen Einfluss auf den Gesamtnutzen der Strategien haben. Darüber hinaus zeigt sie auf, wie sich die Rangfolge der Behandlungsstrategien ändert, wenn die Bewirtschaftungsziele variieren.

Wenn die Indikatoren und ES gleich gewichtet sind (v1\_equal; Tabelle 17), ist wiederum die Strategie INTENS die beste Alternative am Ende der Simulationsperiode mit einem Gesamtnutzen von 0,74 (Abbildung 15), erneut gefolgt von der Strategie BC-seg (0,72) und BAU (0,71). Der Einfluss der Gewichte für die Indikatoren, die gemeinsam mit dem Betriebsleiter definiert wurden, scheint daher eher gering zu sein, da die Gesamtnutzungen für alle Strategien um nur 0,01 von denen in Abbildung 14 abweichen.

Betrachtet man die Förderung der Biodiversität als wichtigstes Bewirtschaftungsziel (v2\_BC), so erreichen die verschiedenen Strategien bis zum Ende des Simulationszeitraums ähnliche Gesamtnutzen. Die Werte für INTENS, BAU und BC-seg liegen im Bereich von 0,61 bis 0,62. Die Nutzenwerte der Strategien NO (0,64) und BC-int (0,66) sind nur geringfügig höher. Es kann also keine endgültige Entscheidung darüber getroffen werden, welche Strategie die beste ist, da es keine markanten Unterschiede gibt.

Wird der ES visuelle Attraktivität als besonders wichtig erachtet (v5\_VA), so bestehen marginale Unterschiede zwischen den Strategien INTENS (0,65), BAU (0,66) und BC-seg (0,68). Auch BC-int (0,72) und NO (0,72) weisen dagegen nur geringfügig höhere Werte auf.

Betrachtet man die ES Kohlenstoffspeicherung als Hauptziel (v3\_CS), so erreicht die Strategie INTENS am Ende der Simulationsperiode den höchsten Nutzen (0,89), gefolgt von BC-seg (0,82) und BAU (0,80). Die Strategie BC-int ergibt einen Gesamtnutzen von nur 0,61 und die Strategie NO erreicht den niedrigsten Wert (0,46). Abgesehen von NO, bei dem die Werte über den Simulationszeitraum mehr oder weniger stabil sind, nehmen die Nutzen aller Strategien mit der Zeit zu, insbesondere unter den Strategien INTENS, BAU und BC-seg.

Die drei Strategien INTENS, BAU und BC-seg erhalten auch die höchsten Gesamtnutzen, wenn der ES Holzproduktion als wichtigstes Bewirtschaftungsziel angesehen wird (v4\_TP). BC-seg erreicht einen Gesamtnutzen von 0,74, der wiederum grösser ist als der Nutzen der Strategie BC-int (0,63). Der Gesamtnutzen der Strategie NO (0,33) nimmt bis zum Ende der Simulationsperioden demgegenüber kontinuierlich ab.

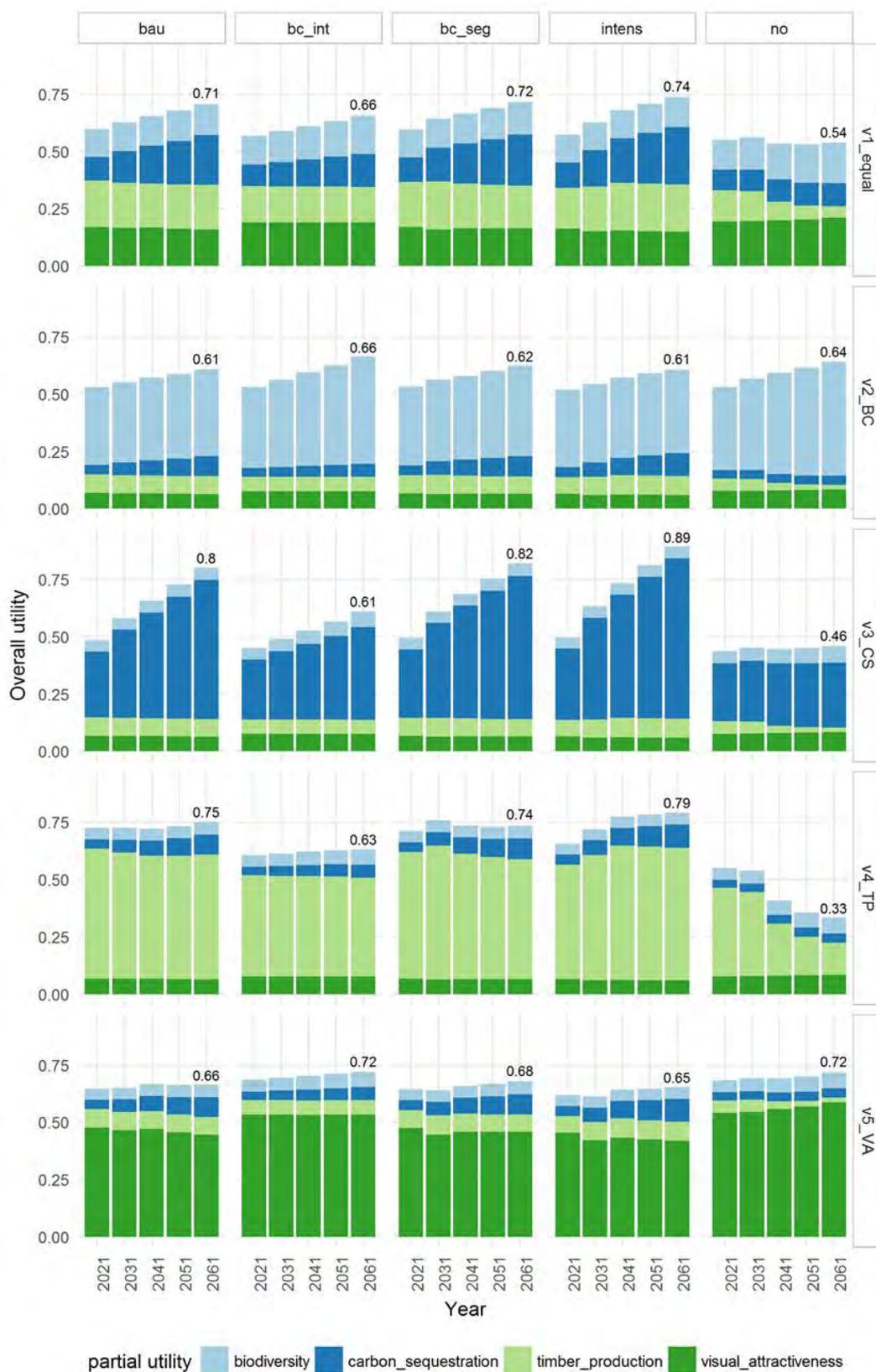


Abbildung 15: Gesamtnutzen in der Sensitivitätsanalyse unter fünf Strategien (BAU = business as usual, BC-int = integrated biodiversity conservation, BC-seg = segregated biodiversity conservation, INTENS = intensive management, NO = no management). Die Zahl über dem Balken repräsentiert den Nutzenwert im Jahr 2061, dem Ende der Simulationsperiode. In der Variante v1\_equal erhielten alle Indikatoren und ES die gleichen Gewichte (Tabelle 17). In den Varianten v2 bis v5 erhielt jeweils ein einzelner ES ein höheres Gewicht (= 0,7) im Vergleich zu allen anderen ES (0,1): v2\_BC = Biodiversität wurde höher gewichtet, v3\_CS = Kohlenstoffspeicherung, v4\_TP = Holzproduktion, v5\_VA = visuelle Attraktivität).

## 5 Diskussion

### 5.1 Waldwachstums-Simulator

Der Waldwachstums-Simulator wurde bisher in der Schweiz nicht verwendet und wir hatten keine Erfahrungen bezüglich seiner Vorhersagegenauigkeit. Das Modul für das Baumwachstum (TreeGrOSS) wurde in früheren Studien jedoch bereits mit Daten aus Österreich (Vospornik et al. 2010, Vospornik et al. 2015) und der Schweiz (Vospornik et al. 2015) evaluiert. Es wurde als hinreichend genau betrachtet, um das Bestandeswachstum der wesentlichen Hauptbaumarten abzubilden. Auch in unserem Fall hat die Überprüfung der Validität gezeigt, dass der Simulator die natürlichen Prozesse (Wachstum, Konkurrenz, Mortalität) sowie die menschlichen Eingriffe ausreichend genau darzustellen vermag, insbesondere für Durchschnittswerte auf Betriebsebene. Für den Zeitpunkt der Einwuchs- und Selektionsprozesse (Durchforstung, Mortalität) in kleinen BHD-Stufen sind hingegen Abweichungen vorhanden. Auf der Ebene des Einzelbaumes, insbesondere bei den Einzelbaumzuwächsen, sind die Abweichungen recht gross. Diese können aber durch folgende Aspekte begründet bzw. gerechtfertigt werden:

- Es standen keinerlei Informationen über den Zeitpunkt und den Ort vergangener Eingriffe zur Verfügung. Vergangene Eingriffe konnten daher nicht eins zu eins bei der Simulation abgebildet werden. Unter der Strategie BAU simulierte der Simulator selbständig den Zeitpunkt und die Stärke der jeweiligen Eingriffe.
- Die Wachstumskomponente des Simulators ist nicht mit Schweizer Daten parametrisiert, sondern mit Daten von Nordwestdeutschland. Wir unterstellen jedoch, dass die Wachstumskomponente des Simulators die Verhältnisse im Fallbeispiel hinreichend genau abbilden kann, zumal es in der kollinen Stufe im Schweizer Mittelland liegt.
- Die Alters- und Höhenangaben für die Eingangsdaten wurden mit einfachen Modellen ergänzt, da diese Angaben im Rahmen der Inventur nicht erhoben wurden. Das Alter und die Höhe haben jedoch einen entscheidenden Einfluss auf das Baumwachstum im Modell. Anhand dieser Grössen wird die altersabhängige Höhenbonität abgeleitet, welche wiederum die Standortseigenschaften im Modell definiert.

In Anbetracht dieser Aspekte sind die Abweichungen auf Einzelbaumebene verständlich. Der Simulator ist nach unserer Ansicht trotz der genannten Schwierigkeiten ausreichend genau und die Verhältnisse auf Betriebsebene werden nach Ansicht des Betriebsleiters recht gut abgebildet. Der Vergleich der unterschiedlichen Strategien findet letzten Endes auch nicht auf der Ebene des Einzelbaumes statt, sondern ebenfalls auf Betriebsebene, basierend auf den Durchschnittswerten über alle Bestände. Zu Beginn des Projektes stand uns auch keine Modellalternative zur Verfügung, welche die notwendigen Ansprüche zur Durchführung dieses Projektes in gleichem Masse erfüllt hätte (Blatter et al. 2015, Blatter et al. 2016). Dennoch könnte der Wachstumssimulator WaldPlaner durch die Ungenauigkeiten ebenfalls einen Einfluss auf die Rangfolge der Behandlungsstrategien haben. Da aber alle Bestände unter den gleichen Restriktionen simuliert werden, hat dies in einem relativen Strategievergleich sicher einen untergeordneten Einfluss.

Der sich abzeichnende Klimawandel sowie die zu erwartenden Störungen werden sich voraussichtlich stark auf die zukünftige Waldentwicklung auswirken (vgl. Hanewinkel et al. (2013), Schelhaas et al. (2015), Seidl et al. (2017)). Die hier vorgestellten Simulationsergebnisse berücksichtigen keine veränderten Umweltbedingungen. Es war ursprünglich vorgesehen, auch den Einfluss des Klimawandels auf die Erfüllung der Waldleistungen zu untersuchen (Kapitel 2). Der hierzu geplante Ansatz, die Re-

sultate aus dem Programm Wald und Klimawandel aufzugreifen und im Simulator WaldPlaner zu implementieren, konnte jedoch nicht realisiert werden. Die dargestellten Resultate müssen daher unter Berücksichtigung dieser Restriktionen interpretiert werden. Eine zukünftige Alternative zum Simulator WaldPlaner könnte der an der WSL (Gruppe Ressourcenanalyse, Dr. Jürgen Zell) in Entwicklung befindliche einzelbaumbasierte Bestandessimulator SwissStandSim sein. Der Simulator wird basierend auf Daten von langfristigen Versuchsflächen aus der Schweiz entwickelt und parametrisiert (Zell 2016). Der Simulator ist klimasensitiv, was es ermöglichen würde, die Bereitstellung von ES unter sich verändernden Umweltbedingungen zu bewerten. Da SwissStandSim sich derzeit aber noch in Entwicklung befindet, kann er bislang nicht im gleichen Umfang eingesetzt werden wie der Simulator WaldPlaner.

## 5.2 Multikriterielles Entscheidungsmodell

### 5.2.1 Ausgewählte Indikatoren

Die Indikatoren wurden dazu verwendet, ein ganzheitliches indikatorbasiertes Entscheidungsmodell zu schaffen, welches die nach unserer Meinung derzeit wichtigsten ES berücksichtigt. Die beschriebenen und ausgewählten Indikatoren basieren auf anerkannten Ansätzen und können anhand von Betriebsinventurdaten und Ergebnissen eines einzelbaumbasierten Waldwachstums-Simulators quantifiziert werden. Die Verwendung dieser Daten als Berechnungsgrundlage hat auch die Auswahl der Indikatoren geprägt. Das Entscheidungsmodell kann auf der forstbetrieblichen Ebene zur Unterstützung des FMP angewendet werden. Andere uns bekannte Indikatorensysteme bewerten meist nur zwei oder drei Leistungen gleichzeitig (z.B. Lafond et al. (2015), Maroschek et al. (2015), Pardos et al. (2016)) oder ignorieren wichtige Waldleistungen wie die Erholung oder die wirtschaftliche Betrachtung (z.B. Bugmann et al. (2016), Mina et al. (2016)).

Die hier angewandte Annuität, die einem jährlich konstanten Holzproduktionswert entspricht, erlaubt eine Bewertung von unterschiedlichen Behandlungsstrategien auf die wirtschaftliche Situation eines Forstbetriebes oder einer anderen Aussageeinheit. Die Berechnung der Annuität benötigt jedoch zusätzlich ein Modell zur Sortimentierung der Bäume, um die zukünftigen Erlössituation zu bewerten (Holm et al. 2012, Lemm et al. 2013) sowie ein Holzernteproduktivitätsmodell zur Quantifizierung der anfallenden Erntekosten (Frutig et al. 2009). Wirtschaftliche Betrachtungen wie die Annuität, die auf diskontierten erntekostenfreien Erlösen des ausscheidenden und verbleibenden Bestandes basieren, wurden ebenfalls von Fürstenau et al. (2007) in einer MCDA-Analyse integriert. Dynamische Waldwertberechnungen, die das Instrument der Diskontierung nutzen, beruhen auf der theoretischen Überlegung und empirischen Beobachtung, dass Individuen zukünftigen Ereignissen (positive und negative) ein geringeres Gewicht geben als aktuellen. Ein schwieriges und umstrittenes Thema dabei ist jedoch, welcher Zinssatz zu wählen ist (Bateman et al. 2011, Olschewski 2017). Dieser hat einen grossen Einfluss auf das Endergebnis.

Weiterhin haben wir, die Nachhaltigkeit der Holzproduktion zu bewerten. Während andere Autoren mehrere einzelne Indikatoren für Aussagen zur Nachhaltigkeit heranziehen (z.B. Lafond et al. (2015)), reduzieren wir den Indikator auf seine ursprüngliche Bedeutung, das Verhältnis von geernteter Holzmenge zum Zuwachs. Der Vorteil dieses Ansatzes liegt darin, dass er leicht zu interpretieren ist und direkt anzeigt, ob die Waldbestände über- oder unternutzt werden. Dieses Verhältnis wird von den Richtlinien des Bundesamtes für Umwelt (BAFU) für die Kontrolle der Nachhaltigkeit in Schweizer Wäldern empfohlen (Bernasconi et al. 2014), da die Holzvorräte in den Schweizer Wäldern generell

hoch sind (Brändli 2010). Die Nutzung des nachhaltig verfügbaren Holzpotenzials wird zudem von der Waldpolitik 2020 zur Förderung der wirtschaftlichen Leistungsfähigkeit der Forstwirtschaft empfohlen (BAFU 2013).

Die übrigen vorgestellten Indikatoren des ES Holzproduktion werden traditionell für dessen Bewertung verwendet (Cordonnier et al. 2013, Bugmann et al. 2016). Eine Ausnahme bildet unser Ansatz zur Bewertung des stehenden Vorrats. Um den Vorrat eines Waldes zu bewerten, haben wir in unserem Fall den natürlichen Bestockungsgrad nach Assmann (1956) herangezogen. Dieser wird vom Waldwachstums-Simulator WaldPlaner je Bestand ausgegeben. Die Verwendung des Bestockungsgrades erlaubt eine universelle Anwendung bei wechselnden Untersuchungsgebieten, ohne dass die entsprechenden Wertfunktionen jeweils für die lokalen Wuchsbedingungen angepasst werden müssten (ideale Zielvorräte in Abhängigkeit von Standortseigenschaften und Baumarten).

Der Aspekt der Erholung wird basierend auf der Methode von Edwards et al. (2012a) erfasst, welcher die visuelle Attraktivität von Waldbeständen anhand von strukturellen Attributen bewertet. Dabei werden insbesondere diejenigen strukturellen Bestandesmerkmale berücksichtigt, die durch waldbauliche Behandlungsstrategien am stärksten beeinflusst werden können. Gleichzeitig können diese auch mit einzelbaumbasierten Waldwachstums-Simulatoren modelliert werden. Die Methode von Edwards et al. (2012a) definiert zusätzlich auch den Verlauf von Wertfunktionen, welche für die Methode MAVT herangezogen werden kann. Bisher wurde der Ansatz jedoch noch nicht für die Bewertungen von ES in Kombination mit Waldwachstumssimulation und multikriterieller Entscheidungsanalyse verwendet.

Generell hat der Aspekt der Erholung bislang wenig Einzug in die multikriterielle Entscheidungsanalysen zur Unterstützung des FMP auf lokaler Ebene gefunden. Seltene Beispiele, die wir kennen, sind Pukkala et al. (1995) sowie Köchli und Brang (2005). Beide Studien berücksichtigen neben dem Aspekt der Attraktivität des Waldes auch die Lage bzw. Zugänglichkeit der Bestände. Leicht zugängliche Wälder gelten dabei als am häufigsten genutzte Erholungsgebiete. Entsprechend sollte diesen Beständen bei der Bewertung des Erholungswertes eine höhere Bedeutung beigemessen werden. Das Fallbeispiel Wagenrain verfügt jedoch über ein dichtes Waldstrassennetz, wodurch alle Bestände für die Erholung als wichtig angesehen werden können.

Für die Auswahl der Indikatoren zur Biodiversität waren wir in unserem Fall auf die mit dem Waldwachstum-Simulator erzielbaren Ergebnisse angewiesen. Einzelbaumbasierte Modelle wie der WaldPlaner eignen sich jedoch am besten für die Projektion von strukturellen Bestandesmerkmalen, die für Biodiversitätsbewertungen relevant sind (Lexer M. J. et al. 2000). Neben der direkten Messung der Artenvielfalt über die simulierten Baumarten, erlauben sie auch eine Bewertung der Diversität der Bestandesstruktur. Dabei gilt jedoch zu berücksichtigen, dass die strukturelle Vielfalt sowie die Totholz mengen nur indirekte Aussagen zur Biodiversität erlauben. Diese strukturellen Merkmale können lediglich zeigen, wie der Lebensraum bzw. das Biotop aussehen würde, um verschiedenen Tieren und Pflanzen günstige Bedingungen zu bieten (e.g. Moning und Müller (2009), Müller und Bütler (2010), Zellweger et al. (2014)).

Die Indikatoren zur Beurteilung von Lawinen und Erdbeben wurden unter anderem auch von Maroschek et al. (2015) und Irauschek et al. (2015) angewandt und basieren auf den Empfehlungen von Cordonnier et al. (2013). Zusätzlich beschreiben wir auch einen Index zur Beurteilung der Schutzwirkung des Waldes gegenüber Steinschlag (RPI), der kürzlich von Pardos et al. (2016) und Irauschek et al. (2017) angewandt wurde und ebenfalls bei Cordonnier et al. (2013) zu finden ist. Der

RPI basiert auf den Prinzipien des online Tools Rockfor.NET<sup>6</sup>, welches durch das Bundesamt für Umwelt BAFU den Forstplanern zur Entscheidungsunterstützung empfohlen wird. Mit diesem Tool lässt sich die Schutzwirkung eines Waldbestandes einfach und schnell beurteilen (Vacchiano et al. 2015).

Die dargestellten und angewandten Indikatoren zur Bewertung der ES können sich jedoch ändern, sobald neue und bessere Methoden entwickelt werden. So dürften beispielsweise neue Designs für Betriebsinventuren, welche die terrestrischen Erhebungen mit Fernerkundungsdaten kombinieren, künftig realitätsnahe Waldlandschaften mit Einzelbauminformationen als Input für Waldmodelle liefern (Maroschek et al. 2015). Diese detailgetreuen Informationen werden wahrscheinlich andere Indikatoren erfordern, als es derzeit bei traditionellen Betriebsinventuren der Fall ist. Solche Daten würden z.B. insbesondere wertvolle Hinweise für die Beurteilung der Schutzleistung liefern, da sie auch Informationen über Lücken im Bestand enthalten.

Ein wesentlicher Nachteil des hier vorgestellten indikatorbasierten Entscheidungsmodells besteht darin, dass Unsicherheiten infolge des Klimawandels nicht berücksichtigt werden. Dies wird eine zentrale Herausforderung für die nachhaltige Forstwirtschaft sein, da der Klimawandel zu erheblichen wirtschaftlichen Verlusten in den Wäldern führen kann (Hanewinkel et al. 2013). Auch Störungen wie Sturm und Insektenkalamitäten stellen grosse Herausforderungen dar (Seidl et al. 2014, Seidl et al. 2017) sowie die steigende gesellschaftliche Nachfrage nach Biomasse für erneuerbare Energien (Thees et al. 2017). Damit verschärft sich der Druck auf die Bereitstellung von ES sowie die Konkurrenz zwischen den verschiedenen ES. Managemententscheidungen werden daher immer komplexer, da sie nicht nur den sich wandelnden gesellschaftlichen Bedürfnissen, sondern auch den sich ändernden Umweltbedingungen Rechnung tragen müssen. Dadurch sind Strategien und Modelle erforderlich, welche die Waldbewirtschaftung so anpassen können, dass sie mehrere Ziele unter veränderten Umweltbedingungen in Einklang bringen (Reyer et al. 2015) und auch aussagekräftige Indikatoren zur Beurteilung von Umweltrisiken und Störungen (Hanewinkel et al. 2011, Pukkala et al. 2016) beinhalten.

### 5.2.2 Wertfunktionen

Die Bewertung und Auswahl geeigneter waldbaulicher Behandlungsstrategie ist nach Irauschek et al. (2015) schwierig ohne explizite Schwellenwerte, welche eine ausreichende Bereitstellung der ES definieren. Ohne die Definition eines Optimums und eine Normalisierung der Indikatoren, bleibt die Frage offen, ob die verschiedenen ES komplementär sind oder ob eine intensivierete Holzernte möglicherweise die Nicht-Holz-Leistungen gefährdet. Die Definition von Wertfunktionen, die einen wesentlichen Teil der multikriteriellen Bewertung der Methode MAVT ausmacht, ist daher ein entscheidendes Element für die Auswahl der geeignetsten waldbaulichen Behandlungsstrategie.

Die Definition von Schwellenwerten und die Bestimmung des Verlaufs der Wertfunktionen ist von erheblicher Bedeutung, da die Funktionen am Ende einen entscheidenden Einfluss auf die Rangfolge der Strategien haben (Eisenführ et al. 2010, Demetriou 2014). Für einige der ausgewählten Indikatoren konnten anhand der Literatur keine Wertfunktionen definiert werden. Um dennoch Wertfunktionen zu erhalten, die für verschiedene Bestände universell gültig sind, war ein Mischung aus global (unabhängig vom Fallbeispiel) und lokal (abhängig vom Fallbeispiel; Maximum-Methode) definierten Methoden zur Standardisierung notwendig (Kapitel 3.1.4). Die gleichzeitige Anwendung von globalen und lokalen Methoden kann die Rangfolge der Behandlungsstrategien jedoch verzerren (Albert

---

<sup>6</sup> [www.ecorisq.org/rockfor-net-de](http://www.ecorisq.org/rockfor-net-de) (April 2018)

2007). Diese Vorgehen aber dennoch besser, als die Standardisierung vollständig auf Expertenwissen beruhen zu lassen oder im ungünstigsten Fall den Indikator eventuell komplett zu ignorieren. Die Maximum-Methode wurde in unserem Fall jedoch nur dann angewandt, wenn keine zusätzlichen Informationen zur Definition von Schwellenwerten vorhanden waren und der Indikator stark von den standörtlichen Verhältnissen abhängig ist (z.B. geerntete Holzmenge, Zuwachs) (Tabelle 14).

Die Schwellenwerte für den Alpha- und Gamma-Wert des Shannon Index und Post-hoc Index wurden basierend auf LFI-Daten berechnet (Kapitel 4.1.7). Geeignete Minimal- und Maximalwerte für beide Indizes können laut Elkin et al. (2013) aus der Literatur nicht sinnvoll definiert werden. Die meisten Studien legen daher Werte für den Status quo fest und bewerten, wie die simulierten Bedingungen von ihnen abweichen (e.g. Elkin et al. (2013), Irauschek et al. (2015), Lafond et al. (2015)). Dadurch lässt sich aber nur beurteilen, ob und wann die zukünftige Diversität das gegenwärtige Niveau über- oder unterschritten hat. Wir schlagen daher einen Ansatz beruhend auf LFI-Daten vor, der beurteilt, ob die Diversität optimal ist. Die Schwellenwerte definieren nicht das natürliche Optimum, sondern eines das aus heutiger Sicht in Schweizer Wäldern gefunden werden kann.

Die hier definierten Wertfunktionen sind jedoch nicht als starr anzusehen, sondern stellen einen Versuch dar, die Indikatoren zu standardisieren, so dass die verschiedenen ES auf derselben Ebene verglichen werden können. In einem alternativen Entscheidungskontext können die Funktionen angepasst werden, z.B. unter Beteiligung lokaler Entscheidungsträger, Experten und Stakeholder. Die MAVT-Methode ist besonders dazu geeignet, unterschiedliche Präferenzen effektiv in den Entscheidungsprozess einzubinden und die Transparenz und Glaubwürdigkeit des Planungsprozesses zu erhöhen (Ananda und Herath 2003).

### 5.2.3 Gewichtungen

Über die Gewichtung der Indikatoren und ES lassen sich neben der Wertfunktion ebenfalls spezifische Präferenzen der Entscheidungsträger berücksichtigen. Die Gewichtungen haben einen Einfluss auf die Teil- und Gesamtnutzen der Behandlungsstrategien und damit auf die abschliessende Rangfolge der Alternativen (Fürstenau et al. 2007, Carpentier et al. 2016). In unserem Fallbeispiel wurden die vier ES gleich gewichtet, da alle Ziele im Fallbeispiel eine wichtige Rolle spielen. Die Gewichtungen der Indikatoren wurden mit der Methode SMART (Kapitel 4.1.8) gemeinsam mit dem Leiter des Forstbetriebes definiert. Eine Alternative wäre, die Prioritäten mittels paarweisen Vergleichen im Rahmen einer AHP-Analyse (Analytic Hierarchy Process) zu ermitteln (Saaty und Vargas 2012), zum Beispiel unter der Beteiligung weiterer Stakeholder (Fürstenau et al. 2007).

Zur Untersuchung des Einflusses der Gewichtung auf die Teilnutzen und die endgültige Rangfolge der Alternativen haben wir zusätzlich eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt (Kapitel 4.3.3). Dabei erhielten alle Indikatoren eines ES die gleiche Priorität. In weiteren Varianten wurde jeweils einem ES ein höheres Gewicht im Vergleich zu den anderen gegeben. Die Sensitivitätsanalyse ist eine geeignete Methode, um das Verhältnis der ES zueinander zu verdeutlichen, d.h. Synergien und Konflikte zu identifizieren und zu analysieren. Weiterhin zeigt sie auf, ob sich die Rangfolge der Strategien durch die Änderung der Managementziele (ES-Gewichte) verändert.

#### 5.2.4 Multi-Attribute Value Theory

Die Methode MAVT ist ein effektives Werkzeug zur Unterstützung und Bewertung des Entscheidungsprozesses. Man muss sich jedoch bewusst sein, dass die hierarchische Struktur, die Auswahl der Indikatoren und Wertfunktionen sich direkt auf die Bewertungsergebnisse der MCDA auswirken (Fürstenau et al. 2007).

Abgesehen von der Kohlenstoffspeicherung wird jeder ES mit fünf bis neun Indikatoren gemessen. Ob die jeweilige Anzahl von Indikatoren sinnvoll ist oder nicht, ist schwer zu beantworten. Andere multikriterielle Studien bewerteten die ES oftmals nur mit einem oder zwei Indikatoren (Fürstenau et al. 2007, Carpentier et al. 2016, Mina et al. 2016). Diese Studien empfehlen jedoch primär Strategien mit einem extensiven Management, um mehrere ES gleichzeitig bestmöglich zu erfüllen. Grund: die höheren Teilnutzen für Biodiversität (bewertet nur anhand natürlichem Totholz aus Mortalität und/oder Habitatbäume) sowie der höheren Kohlenstoffvorräte im lebenden Bestand (ohne Holzprodukte und Substitution) kompensieren den Nutzenverlust einer eingeschränkten Holzproduktion. Das Fazit lautet dann oftmals, dass gesamthaft alle ES von der eingeschränkten Bewirtschaftung profitieren, mit Ausnahme der Holzproduktion.

Eine Schwierigkeit bei einer Vielzahl von Indikatoren besteht darin, dass nicht nur Synergien und Konflikte zwischen den ES selbst auftreten (Inter-Service), sondern auch zwischen den Indikatoren innerhalb eines ES (Intra-Service). Die werden anschliessend im additiven Nutzenmodell aggregiert. Im Hinblick auf die visuelle Attraktivität wirkt sich beispielsweise eine Bewirtschaftung positiv auf die Kronenüberschirmung aus. Andererseits wirken sich Ernterückstände jedoch negativ auf die Attraktivität eines Bestandes aus. Insbesondere die Konflikte zwischen den Indikatoren innerhalb des ES sind wiederum ein Grund, weshalb die simulierten Strategien in unserem Fall ähnliche Teilnutzen für die visuelle Attraktivität erhalten. Dies bestätigt auch durch die Sensitivitätsanalyse, da keine wesentlichen Unterschiede zwischen den Strategien auftraten. Fürstenau et al. (2007) erwähnen ebenfalls, dass mit der Erhöhung des Detaillierungsgrades durch eine hohe Anzahl von Indikatoren die Sensitivität für Veränderungen einzelner entscheidungsrelevanter Kriterien abnimmt. Eine weitere Schwierigkeit bei einer Vielzahl von Indikatoren ist, dass der Einfluss jedes Indikators auf die Teilnutzen nicht direkt ableitbar ist. Daher sollten die Einzelergebnisse zu den Indikatoren unter verschiedenen Behandlungsstrategien für die abschliessende Bewertung stets mitberücksichtigt werden.

Trotz dieser Schwierigkeiten sind wir der Ansicht, dass die verwendete Anzahl an Indikatoren angemessen ist. Eine reduzierte Anzahl würde nicht das gesamte Bild eines ES repräsentieren. Waldbauliche Entscheidungen sind komplex und die Auswirkungen unterschiedlicher Strategien auf verschiedene ES sind nur schwer auf einen Blick quantifizierbar (Fürstenau et al. 2007). MCDA-Methoden stellen ein effektives Werkzeug zur Verfügung, um solche komplexen Entscheidungsprobleme mit vielfältigen Synergien und Konflikten abzudecken. Darüber hinaus ist der indikatorbasierte Bewertungsrahmen so flexibel, dass er leicht angepasst werden kann. Die Anzahl an Indikatoren kann über die Gewichtung reduziert werden, indem die weniger wichtigen Indikatoren mit dem Faktor Null gewichtet werden. Mina et al. (2016) führte beispielsweise eine Multifaktoranalyse durch, um eine reduzierte Anzahl an Indikatoren auszuwählen, die den jeweiligen ES am besten beschreiben.

## 5.3 Simulierte Ecosystem Services

### 5.3.1 Holzproduktion

Die ES Holzproduktion ist nach wie vor einer der wichtigsten Aspekte der Waldbewirtschaftung. Zudem kann Biomasse aus dem Wald als erneuerbare Ressource im zukünftigen Energiesystem der Schweiz eine wichtige Rolle spielen (Thees et al. 2017). Eine Verknappung des Holz- und Biomasseangebots aufgrund potenzieller Erntereduktionen wirkt sich nicht nur negativ auf einzelne Forstbetriebe (Reduzierung der Einkommen), sondern auch auf die gesamte Holzkette der Forstwirtschaft aus (Schwarzbauer und Martin 2017). Darüber hinaus führt dies zu einer Zunahme der Holzimporte und verlagert die Holzernte ins Ausland, wo eine nachhaltige Waldbewirtschaftung unter Umständen als weniger wichtig erachtet wird, was wiederum den ökologischen Fussabdruck erhöht (Schulze et al. 2016).

Die höchsten Teilnutzen für den ES Holzproduktion erhielten wir, wie zu erwarten, unter den Behandlungsstrategien mit Waldbewirtschaftung. Dies resultiert vor allem aufgrund der Nutzenwerte für die Indikatoren geerntetes Holzvolumen, Verhältnis Nutzung zu Zuwachs sowie Vorrat (bewertet anhand des Bestockungsgrades) (Anhang 8.1.1). Die Indikatoren Zuwachs und Annuität tragen weniger zu den Unterschieden zwischen den Strategien bei. Ein Aspekt der Annuität, der die Ergebnisse stark beeinflusst, ist die Bewertung der verbleibenden Bestände in Verbindung mit dem gewählten Zinssatz. Bei niedrigen Zinsen erhalten extensive Strategien (BC-int, NO) höhere Annuitäten als managementorientierte Strategien. Da wir die Waldentwicklung über einen Zeitraum von nur 50 Jahren simuliert haben, wurde ein Wertverlust durch den natürlichen Abbau von Waldbeständen jedoch nicht berücksichtigt. Seidl et al. (2007) simulierten Behandlungsstrategien über 100 Jahre und erhielten für extensive oder Strategien ohne Bewirtschaftung deutlich niedrigere jährliche konstante Holzproduktionswerte. Für den Vergleich der Strategien haben wir daher einen Zinssatz von drei Prozent zugrunde gelegt, der den Effekt des verbleibenden Bestandes abmildert, indem die zukünftigen Kapitalflüsse stärker diskontiert werden. Hohe Unsicherheiten bezüglich der zukünftigen Kapitalflüsse bestehen insbesondere hinsichtlich der nicht vorhersehbaren Erntekosten und Holzpreise. Trotz der Schwierigkeit bei der Wahl des geeigneten Zinssatzes ist es wichtig, bestehende Ansätze zur ökonomischen Bewertung von ES in Entscheidungsanalysen zu integrieren. Wenn man die Waldbewirtschaftung aus Gründen der Förderung der Biodiversität anpassen will, was in der Regel zu eingeschränkten Holzerntemassnahmen führt, sind standardisierte, praktikable und objektive Methoden zur Berechnung der wirtschaftlichen Verluste erforderlich (Möhring und Rüping 2008).

Eine Alternative zur Annuität wäre, den Wert des verbleibenden Bestandes zu ignorieren und nur die erntekostenfreien Erlöse des ausscheidenden Bestandes für die Bewertung zu berücksichtigen, ohne eine entsprechende Diskontierung zukünftiger Kapitalflüsse. Die Wertentwicklung der verbleibenden Bestände zu ignorieren, wäre nach unserer Auffassung jedoch nicht korrekt. Aus forstbetrieblicher Sicht würde dadurch ein wesentlicher Teil vernachlässigt, der den betrieblichen Erfolg bestimmt. Eine Diskontierung der Kapitalflüsse kann insofern kritisch gesehen werden, da dies nur bei der Annuität angewandt wird. Dies wirft durchaus die Frage auf, ob die Resultate der anderen Indikatoren ebenfalls diskontiert werden sollen.

### 5.3.2 Biodiversität

Die höchsten Teilnutzen für den ES Biodiversität wurden durch die Strategien NO und BC-int erreicht. Die Teilnutzen der wirtschaftlich orientierten Strategien INTENS, BAU und BC-seg waren am Ende des Simulationszeitraums deutlich niedriger (Abbildung 14). Dennoch erreichten diese Strategien keine extrem niedrigen Werte, wie z.B. die Strategie NO mit dem Wert von 0,1 für den ES Holzproduktion erhalten hat. Darüber hinaus führte die Sensitivitätsanalyse im Rahmen des Fallbeispiels bei einem hohen Gewicht für Biodiversität nur zu einem geringfügig höheren Gesamtnutzen für die Strategien NO und BC-int (Abbildung 15). Mittels Sensitivitätsanalyse war es schwierig, eine endgültige Aussage darüber zu treffen, welche Strategie für die Biodiversität im konkreten Beispielfall am besten geeignet ist. Ein Grund für dieses Ergebnis ist sicherlich die gängige Bewirtschaftungspraxis in der Schweiz. So sind z.B. grossflächige Kahlschläge nach dem Waldgesetz verboten und die Pflanzung von nicht heimischen Baumarten eingeschränkt. Weiterhing fördert die Waldbewirtschaftung zunehmend naturnahe Laubmischwälder. So können auch bereits bewirtschaftete Wälder einem natürlichen Zustand nahekommen, wenn sie aus standortsheimischen Baumarten bestehen (Rigling und Schaffer 2015). Die Strategien BAU und auch INTENS haben daher aufgrund der generellen Ausrichtung der Waldbewirtschaftung in der Schweiz bereits einen sehr hohen Biodiversitätsstandard.

Unsere Ergebnisse stehen im Widerspruch zu den meisten anderen MCDA-Studien, welche den Aspekt der Biodiversität berücksichtigt haben (Fürstenau et al. 2007, Carpentier et al. 2016, Mina et al. 2016, Diaz-Balteiro et al. 2017). In all diesen Studien wurden in erster Linie Strategien mit einer extensiven oder einer Strategie ohne Management für den Erhalt der Biodiversität empfohlen. Allerdings wurden in diesen Studien nur Indikatoren für die Biodiversität bewertet, die strukturelle Merkmale messen, welche ausschliesslich in späten Sukzessionsphasen und extensiv bewirtschafteten Beständen gefunden werden (z.B. Totholz aus Mortalität und Habitatbäume). Demgegenüber haben wir den Erhalt der Biodiversität anhand von vier verschiedenen Aspekten bewertet: Totholzvolumen und Habitatbäume sowie Struktur- und Artenvielfalt, welche nach Jost (2007) weiter in Alpha- und Gamma-Indikatoren aufgeteilt wurden. Zum Totholzpool rechneten wir auch die im Wald verbleiben Ernterückstände an (Baumstümpfe, Kronenreste). Aufgrund dessen erreichten Strategien mit einer Bewirtschaftung ähnliche grosse Totholzpools wie die der Strategie NO (Abbildung 12e). Ernterückstände aus Durchforstungen und Endnutzungen können ebenfalls wertvolle Biotope für totholzabhängige Arten sein (Käfer, Pilze, Flechten) (Lachat et al. 2014, Ranius et al. 2018). Zusätzlich wurde die Gamma-Diversität zwischen den Beständen betrachtet, die in den wirtschaftlich orientierten Strategien INTENS, BAU und BC-seg höher war (Abbildung 12g und i). Die Bedeutung der regionalen Gamma-Diversität für die Artenvielfalt und die positiven Auswirkungen der Waldbewirtschaftung wurden kürzlich von Schall et al. (2017) erwähnt. Ihre Ergebnisse zeigten, dass ein Mosaik verschiedener Altersklassen für die regionale Biodiversität wichtiger ist als eine hohe Heterogenität innerhalb des Bestandes.

Jedoch gilt es zu berücksichtigen, dass den Strategien BAU und INTENS typische strukturelle Bestandesmerkmale fehlen, die insbesondere in den späten Sukzessionsphasen vorkommen, wie Habitatbäume und natürliches Totholz aus Mortalität mit grossen Dimensionen (Abbildung 12c und d). Diese werden für den Erhalt der Biodiversität als besonders wichtig erachtet. Eine Ausnahme bildet die Strategie BC-seg, bei der Teile als Sonderwaldreservat extensiv bewirtschaftet werden (vergleichbar mit Strategie BC-int) oder ganz als Naturwaldreservat (Strategie NO) dienen (Abbildung 3).

### 5.3.3 Visuelle Attraktivität

Die Teilnutzen des ES visuelle Attraktivität sowie die Sensitivitätsanalyse zeigten, dass die Strategien NO und BC-int leicht besser in Bezug auf diesen Aspekt abschneiden als die wirtschaftlich orientierten Strategien (Abbildung 14 und Abbildung 15). Die visuelle Attraktivität hatte jedoch zusammen mit der Biodiversität die geringsten Unterschiede zwischen den fünf Strategien aufgezeigt. Aufgrund der generellen Ausrichtung der Waldbewirtschaftung in der Schweiz, wurden auch marginale Unterschiede zwischen den Strategien erwartet. Selbst die Strategie INTENS ist ja eher eine moderate Bewirtschaftungsform, ohne Kahlschlag und mit naturnahem Waldbau, die somit zu attraktiven Bestandesstrukturen führt.

So ergeben sich die Unterschiede zwischen den Strategien vor allem aus den Indikatoren "Grösse der Bäume", "Variation der Baumgrössen", "Menge an Ernterückständen" (weniger = besser) und "Menge an natürlichem Totholz", wobei die extensiven Strategien NO und BC-int für diese Indikatoren zu besseren Ergebnissen führen. Bei allen anderen Indikatoren erzielten die Strategien recht ähnliche Ergebnisse (Anhang 8.1.3). Eine Alternative, um diesen Ausgleich zu umgehen wäre, die neun Indikatoren auf diejenigen zu reduzieren, welche deutliche Unterschiede zwischen den Strategien aufweisen (z.B. Grösse der Bäume, Menge an Ernterückständen, visuelles Durchdringen des Bestandes). Dies könnte über die Gewichte der Indikatoren erfolgen. Bei diesem Vorgehen stellt sich jedoch die Frage, ob die serviceinternen Konflikte und Synergien, welche die Teilnutzen ausgleichen, generell wertvoll sind oder dem Ziel der Entscheidungsfindung widersprechen, da keine abschliessende Schlussfolgerung möglich ist. Das Ergebnis könnte nämlich auch so interpretiert werden, dass es letzten Endes keinen Unterschied macht, ob die Bestände bewirtschaftet werden oder nicht. Wichtig für den Besucher ist in erster Linie nur, dass überhaupt Wald vorhanden ist, der zugänglich ist und betreten werden darf. In diesem Fall würde eine gute Erschliessung und Infrastruktur eine wichtigere Rolle spielen, wie sie im Fallbeispiel mit seinem dichten Waldstrassennetz gegeben ist.

Die Konflikte zwischen der gesellschaftlichen Nachfrage nach Walderholung und der traditionellen Waldleistung Holzproduktion nehmen derzeit zu, insbesondere in städtischen Wäldern angrenzend an Ballungsräumen. Ein besseres Verständnis von Walderholung kann deren Planung und die Waldbewirtschaftung verbessern, indem sie Konfliktsituationen reduziert und geeignete Strategien ermittelt (Wilkes-Allemann et al. 2015). Ein für das Schweizerische Landesforstinventur entwickelter neuer Ansatz könnte in Zukunft eine Alternative für die Bewertung von Erholungswerten unter ästhetischen Gesichtspunkten des Waldes werden (Hegetschweiler et al. 2017). Dieser Ansatz kombiniert LFI-Stichprobendaten und Umfrageerhebungen unter Waldbesuchern, die zu verschiedenen Waldbildern befragt wurden. Es ist geplant, den Ansatz weiterzuentwickeln und alle Waldtypen in der Schweiz abzudecken.

### 5.3.4 Kohlenstoffspeicherung

Die Kohlenstoffspeicherung des Waldes und die Möglichkeit der Beeinflussung durch die Waldbewirtschaftung ist im Kontext des Klimaschutzes von grossem Interesse (Bellassen und Luysaert 2014). Der Wald kann wichtige Mengen an Kohlenstoff in der ober- und unterirdischen Biomasse aufnehmen. Für eine umfassende Bewertung der Auswirkungen des Managements auf die Klimaschutzziele ist es jedoch unerlässlich, zusätzlich den gespeicherten Kohlenstoff in Holzprodukten sowie den Aspekt der Substitution von fossilen Energieträgern und Nicht-Holz-Produkten zu berücksich-

tigen (Werner et al. 2005, Schmid et al. 2006). Zur Quantifizierung dieser Aspekte haben wir daher ein Holzprodukt- und Substitutionsmodell definiert (Kapitel 4.1.5).

Wir erhielten die höchsten Teilnutzen für den ES Kohlenstoffspeicherung unter den Behandlungsstrategien mit einer Waldbewirtschaftung. Die MCDA-Studien von Mina et al. (2016) und Carpentier et al. (2016) wiesen im Vergleich dazu die höchsten Speicherleistungen für extensive oder Strategien ohne Bewirtschaftung aus. In beiden Fällen wurde jedoch der Kohlenstoffspeicher von Holzprodukten sowie der Effekt der Substitution nicht berücksichtigt. Jedoch empfahlen auch Studien, welche die Kohlenstoff-Pools von Holzprodukten untersucht hatten, Strategien mit einer extensiven Bewirtschaftung (Fürstenau et al. 2007, Schwenk et al. 2012). Eine intensivere Bewirtschaftung führte zwar zu einer höheren Speicherung von Kohlenstoff in Holzprodukten, aber diese Mengen konnten die mit der Ernte verbundenen starken Rückgänge an Kohlenstoff in der lebenden Biomasse nicht kompensieren. Die Berücksichtigung von Substitution begünstigte dagegen wirtschaftlich orientierte Strategien mit stärkerer Holzernte als beste Alternative für die Kohlenstoffspeicherziele (Perez-Garcia et al. 2005, Pukkala 2014), wie auch in unserem Fallbeispiel.

Es ist jedoch wichtig zu beachten, dass unsere Berechnungen zur Kohlenstoffspeicherung lediglich auf Schätzungen basieren, die insbesondere die verwendeten Faktoren zur Umrechnung der Energie- und Materialsubstitution betreffen. Darüber hinaus haben wir nicht die im Bestand bereits vorhandenen Totholz mengen oder einen bereits bestehenden Holzprodukt pool berücksichtigt, was mindestens teilweise zu dem Anstieg der Kohlenstoffspeicherung über den Simulationszeitraum geführt hat.

#### **5.4 Multifunktionale Bewirtschaftung**

Die MCDA-Analyse ergab als beste Behandlungsalternative die Strategie INTENS. Diese wurde jedoch primär als oberer Benchmark für die Bewertung der Strategien mit der Methode MAVT definiert und war nicht als Alternative für die Bewirtschaftung der verschiedenen ES vorgesehen. Die Strategie führt zu Wäldern, in denen es an typischen strukturellen Merkmalen von alten Waldbeständen mangelt (Habitatbäumen und natürlichem Totholz mit grossen Dimensionen, Abbildung 12a und b) sowie an nicht bewirtschafteten Naturschutzflächen, die als besonders wichtig für den Erhalt der Biodiversität angesehen werden. Andererseits wird aber auch deutlich, dass eine moderate Waldbewirtschaftung ohne Kahlschlag und mit naturnahem Waldbau den Erhalt der Biodiversität nicht ausschliesst. In unserer Studie führte die Bewirtschaftung zu einer höheren Gamma-Diversität (Abbildung 12e und g) und akkumulierten Totholz mengen, die denen der Strategie NO sehr nahekommen, wenn Ernterückstände dem Totholzpool angerechnet werden (Abbildung 12c).

Von den beiden Biodiversitätsstrategien BC-int und BC-seg erhielt letztere am Ende des Simulationszeitraums den höheren Gesamtnutzen. BC-seg bietet einen Kompromiss, der die positiven Aspekte von Naturschutzstrategien (BC-int und NO) sowie Strategien für die Holzproduktion und Kohlenstoffspeicherung (INTENS) verbindet. Daraus schliessen wir, dass in unserem Fallbeispiel eine kleinräumige Aufteilung des Waldgebietes in Zonen mit unterschiedlichen prioritären Managementzielen und Behandlungsstrategien ein geeigneter Ansatz für den Erhalt der Biodiversität in der multifunktionalen Waldbewirtschaftung ist. Schwenk et al. (2012) merkte ebenfalls an, dass eine Vielfalt von waldbaulichen Behandlungsstrategien zur Bewirtschaftung des Waldes jedem homogenen waldbaulichen Ansatz vorzuziehen ist. Allerdings verlangt der Ansatz der Segregation auch, dass die Nutzungspotenziale der bewirtschafteten Flächen voll ausgeschöpft werden, um die Holzernte und den Zuwachs in ein ausgewogenes Verhältnis zu bringen.

Studien die ebenfalls eine Segregation empfohlen haben sind Côté et al. (2010) und Messier et al. (2009). Mit ihrem TRIAD-Ansatz in Kanada wird der Wald in Zonen mit unterschiedlichen dominanten Managementzielen unterteilt, mit dem übergeordneten Ziel, die ökologische und ökonomische Nachhaltigkeit des Waldes zu erhöhen. Sie betrachteten jedoch viel grössere Bewirtschaftungseinheiten im Vergleich zu unserem Untersuchungsgebiet. Carpentier et al. (2016) untersuchten TRIAD mit MCDA, um Strategien für verschiedene Bestandestypen zu bewerten. Ihre Analyse hat ebenfalls gezeigt, dass mehrere Bewirtschaftungsstrategien besser geeignet sind, um gleichzeitig verschiedene Managementziele zu erreichen, und dass dies einen guten Kompromiss in Bezug auf die Erfüllung der einzelnen ES darstellt. Ein wesentlicher methodischer Unterschied zu unserer Studie besteht darin, dass Carpentier et al. (2016) zunächst die ES Nutzenwerte für die verschiedenen Behandlungsstrategien berechnet haben, bevor ein Gesamtnutzenwert nach dem Flächenanteilen der jeweiligen Zonen ermittelt wurde.

Die Segregation des Waldes in bewirtschaftete Flächen und Waldreservate unterstreicht zusätzlich den künftigen Bedarf an sorgfältig geplanten Naturschutzmassnahmen auf Landschaftsebene (Mori et al. 2017). Es ist unklar, wie sich die räumliche Anordnung von strengen Schutzgebieten und intensiv bewirtschafteten Flächen auf den Erfolg einer solchen Zonierung auswirken kann. Sollen diese Flächen aggregiert oder in der Waldlandschaft verstreut werden (Tittler et al. 2015)? Diese Frage spielt eine wichtige Rolle bei der Sicherstellung der Vernetzung und den Austausch zwischen den Waldarten.

## 6 Schlussfolgerungen und nächste Schritte

Im Rahmen dieses Projektes wurde ein multikriterielles Entscheidungssystem für die Unterstützung des forstlichen Management und der Planung entworfen, um die nachgefragten Ecosystem Services (ES) des Waldes bestmöglich zu erfüllen. Im Fokus stand die forstbetriebliche Ebene, die sich aus verschiedenen Waldbeständen zusammensetzt. Dies ist die Ebene, auf der waldbauliche Eingriffe und Erntemassnahmen stattfinden.

Es wurden geeignete Indikatoren ausgewählt, die zur Entwicklung eines indikatorbasierten Bewertungsrahmens zur Unterstützung der multifunktionalen Waldbewirtschaftung herangezogen werden können. Die wichtigsten ES in Schweizer Wäldern wurden dabei berücksichtigt: Schutz vor gravitationsbedingten Naturgefahren, Holzproduktion, Erholung (visuelle Attraktivität), Biodiversität und Kohlenstoffspeicherung. Alle ausgewählten Indikatoren basieren auf bestehenden und bewährten Ansätzen. Ein weiteres entscheidendes Kriterium bei der Auswahl der Indikatoren war, dass sie unter der Verwendung vorhandener Instrumente und Informationen in der Praxis der Waldbewirtschaftung (Waldwachstums-Simulatoren, Inventurdaten) berechnet werden können.

Für jeden Indikator wurde eine Wertfunktion nach der Multi-Attribute-Value-Theory (MAVT) definiert. Mittels der Wertfunktionen werden die Indikatorwerte einerseits bewertet, ob die gewünschten Zielvorstellungen hinsichtlich der verschiedenen ES erfüllt werden. Andererseits werden die Indikatoren standardisiert, um die unterschiedlichen ES vergleichbar zu machen. Dies erlaubt es Synergien und Trade-offs zwischen verschiedenen Managementzielen zu untersuchen. Der entwickelte indikatorbasierte Entscheidungsrahmen und die Wertfunktionen ermöglichen somit die Bewertung des Einflusses verschiedener waldbaulicher Behandlungsstrategien auf die politisch und gesellschaftlich gewünschten ES unter der Verwendung vorhandener Daten. Das in diesem Projekt entwickelte

MCD-Modell (Multi-Criteria Decision Analysis) kann somit ein wichtiges Element eines Entscheidungssystems zur Unterstützung einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung sein.

Die Fortschreibung der zukünftigen Bestandesentwicklung erfolgte mit Hilfe eines Waldwachstums-Simulators. Mit diesem Simulator können verschiedene waldbauliche Eingriffe und Erntemassnahmen über die nächsten 50 Jahre simuliert werden. Durch die gemeinsame Anwendung von MCD- und Waldwachstumssimulation werden die zentralen Phasen des forstlichen Management- und Planungsprozesses abgedeckt: i) Entwicklung von waldbaulichen Behandlungsstrategien, ii) Identifikation von Problemen und iii) Auswahl einer geeigneten Strategie, welche im letzten Schritt (iv) in der Praxis umgesetzt wird. Anhand der Indikatoren können dabei die Zustände der Waldentwicklung oder deren Veränderung erfasst werden. Sie geben ein verlässliches Bild der Waldsituation und ermöglichen eine nachvollziehbare und transparente Bewertung ihrer ökonomischen und ökologischen Leistungen

Anhand eines Forstbetriebes im Mittelland (Kanton AG) wurden mit dem beschriebenen Entscheidungssystem fünf verschiedene waldbauliche Behandlungsstrategien hinsichtlich der Bereitstellung von ES bewertet (ohne Schutz vor Naturgefahren). Dabei standen insbesondere segregative und integrative Strategien zur Förderung der Biodiversität im Rahmen eines naturnahen Waldbaus und eines kleinstrukturierten Waldbesitzes im Schweizer Mittelland im Fokus. Für das Fallbeispiel hat die MAVT-Analyse eine segregative Strategie als geeignete Variante für den Erhalt der Biodiversität in der Waldbewirtschaftung ergeben. Segregation bietet einen Kompromiss, der die positiven Aspekte von Naturschutzstrategien und wirtschaftlich orientierten Strategien miteinander verbindet. Es muss jedoch angemerkt werden, dass die Ergebnisse immer von den ausgewählten Indikatoren und den angewandten Wertfunktionen sowie der spezifischen Situation der Waldbewirtschaftung abhängen. So kann die ideale Bewirtschaftungsstrategie erheblich variieren, wenn sich der wertorientierte multikriterielle Entscheidungsrahmen und die Waldsituation unterscheiden. Dies ist vor dem Hintergrund der Anwendung des Entscheidungssystems, um die Ziele der Waldpolitik 2020 zu erreichen, von besonderer Bedeutung. Dies, weil das System: i) zur betriebsindividuellen Optimierung eingesetzt oder (ii) zur Analyse der Auswirkungen bestimmter Vorgaben bezüglich der Ziele und Werte eingesetzt werden kann. Wobei sich mit (ii) für die Forstpolitik wertvolle Informationen für den Gesamtwald oder Teile dessen generieren lassen.

Die Bewertung der Strategien mit einem indikatorbasierten Entscheidungsrahmen und der Multi-Attribut Value Theory (MAVT) hat als geeignetes Instrument zur Entscheidungsunterstützung überzeugt. Insbesondere bietet die Methode eine hohe Flexibilität für die Berücksichtigung unterschiedlicher Präferenzen der Stakeholder. Die Ziele der Waldbewirtschaftung variieren je nach Region und/oder Entscheidungsträger. MAVT hat den Vorteil, die spezifischen Ziele der Entscheidungsträger durch Gewichtung der Indikatoren und den Verlauf der Wertfunktionen berücksichtigen zu können. In Bergwäldern ist die Schutzleistung von grosser Bedeutung, während in den Wäldern im Flachland je nach Vorrangfunktion die Holzproduktion, die Erhaltung der Biodiversität und/oder die Erholung die Hauptziele sein können. Die Möglichkeit unterschiedliche Zielsetzungen zu berücksichtigen, macht den Indikatorrahmen zu einem flexiblen Managementinstrument.

In einem nächsten Schritt soll das multikriterielle Entscheidungssystem in einem weiteren Betrieb oder für einen ganzen Kanton angewendet werden. Voraussetzung hierfür ist, dass der Betrieb über entsprechende Inventurdaten verfügt, die dem Waldwachstums-Simulator WaldPlaner als Eingangsgrößen dienen können. Interessant wäre dabei die Anwendung in einem Forstbetrieb im Gebirge, wo die Wälder Schutzleistungen erfüllen und die Holzproduktion sowie die Förderung der Biodiversi-

tät eine untergeordnete Rolle spielen. Eine segregative Strategie mit Natur- und Sonderwaldreservaten ist in einem solchen Fall nicht zielführend. Diese Verschiebung der Vorrangfunktionen würde eine spezielle Strategiedefinition im Wachstumsmodell sowie eine räumlich aufgelöste Bewertung der Behandlungsstrategien verlangen, was neue Herausforderungen mit sich bringen würde.

Bei der segregativen Strategie, welche im untersuchten Fallbeispiel als geeignete Alternative resultierte, stellt sich zusätzlich die grundsätzliche Frage, was der optimale Flächenanteil (Segregation) je waldbaulicher Behandlungsstrategie ist und welche Teile des Betriebes sich am besten für spezifische Strategien eignen (räumliche Allokation).

Wichtige Untersuchungen für die Zukunft sind in diesem Kontext: i) die Sensitivität der Segregationsstrategie auf verschiedene Flächenanteile je waldbaulicher Behandlungsstrategie, sowie ii) die Auswirkungen der Unsicherheit auf das Simulationsergebnis. Unsicherheiten resultieren aus vielerlei Faktoren, wie Umweltveränderungen (Klimawandel), unvorhersehbare Holzmarktentwicklungen oder unerwartete Schäden durch Störungen (Sturm, Feuer, Insektenkalamitäten). Diese Aspekte soll in einem zukünftig geplanten Projekt mit Hilfe einer neuen Methode, der nicht-stochastischen Optimierung (robuste Optimierung), untersucht werden. Ein Postdoc Antrag wurde diesbezüglich beim Schweizerischen Nationalfonds eingereicht.

In einem aktuell bereits laufende Projekt „Anwendung von Indikatoren zur Prognose der Ökosystemleistungen des Schweizer Waldes mit LFI-Daten“, an welchem der Hauptautor Clemens Blatterert beteiligt ist, wird der entwickelte multikriterielle Ansatz an die Resultate des Waldwachstumsmodells Massimo angepasst<sup>7</sup>. Dies soll es ermöglichen, die Entwicklung der Waldleistungen ausgehend von den Daten des LFI für die verschiedenen Produktionsregionen sowie den Gesamtwald der Schweiz zu bewerten. Eine erste Publikation ist auf Ende 2018 vorgesehen. Die in diesem Projekt entwickelten Methoden sollen wiederum im Rahmen des NFP73 Projektes „SessFor – Sustainable development of ecosystem services in Swiss Forests“<sup>8</sup> aufgegriffen und weiterentwickelt werden. Das Projekt wird von Dr. Esther Thürig geleitet (Forschungsgruppe Ressourcenanalyse, WSL) und findet unter Beteiligung der Forschungsgruppe Forstliche Produktionssysteme, WSL (Dr. Oliver Thees) statt.

Die Bewilligung des vorliegenden Projektes durch den WHFFF hat einen wertvollen Beitrag an eine ganze Reihe von zukünftigen Aktivitäten zur nachhaltigen Waldbewirtschaftung in der Schweiz geleistet.

---

<sup>7</sup> [www.wsl.ch/de/projekte/indikatoren-zur-prognose-der-oekosystemleistungen-des-schweizer-waldes-mit-lfi-daten.html](http://www.wsl.ch/de/projekte/indikatoren-zur-prognose-der-oekosystemleistungen-des-schweizer-waldes-mit-lfi-daten.html) (April 2018)

<sup>8</sup> [www.nfp73.ch/en/projects/forestry/ecosystem-services-in-forests](http://www.nfp73.ch/en/projects/forestry/ecosystem-services-in-forests) (April 2018)

## 7 Publikationen

Aus dem Projekt sind neben diesem Schlussbericht bislang folgende Publikationen hervorgegangen:

- Blattert, C.; Lemm, R., 2016: Entscheidungshilfe - multifunktionale Waldbewirtschaftung. Bündner Wald 69, 6: 36-42.
- Blattert, C.; Lemm, R.; Thees, O.; Lexer, M.J.; Hanewinkel, M., 2017: Management of ecosystem services in mountain forests: Review of indicators and value functions for model based multi-criteria decision analysis. Ecological Indicators. 79: 391-409.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.04.025>
- Blattert, C.; Lemm, R.; Thees, O.; Hansen, J.; Lexer, M.J.; Hanewinkel, M., in review. Segregation or integration: Searching the best strategy for biodiversity conservation in multi-functional forest management in Central Europe. Ecological Indicators.

Weiterhin ist zu einem späteren Zeitpunkt noch eine Veröffentlichung in der Schweizerischen Zeitschrift für Forstwesen (SZF) geplant.

## 8 Anhang

### 8.1 Detaillierte Ergebnisse der Indikatoren

In den folgenden Abschnitten werden die Simulationsergebnisse der 21 unter den fünf Simulationsstrategien aus dem Fallbeispiel Wagenrain dargestellt sowie die mittels der Wertfunktionen standardisierten Nutzwerte.

#### 8.1.1 Holzproduktion

##### 8.1.1.1 Geerntetes Holzvolumen

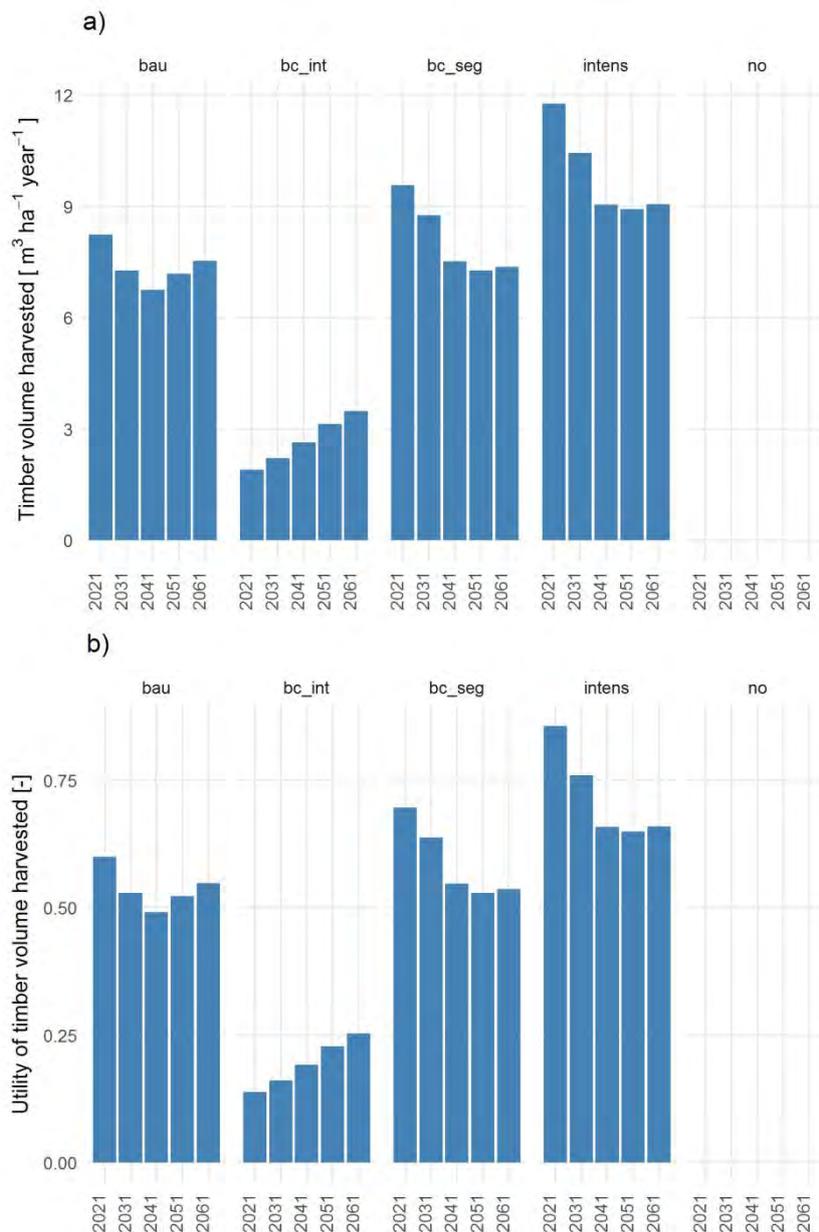


Abbildung 16: Kumulatives mittleres geerntetes Holzvolumen über alle Stichprobenbestände (a) und die entsprechenden Nutzenwerte (b).

8.1.1.2 Zuwachs

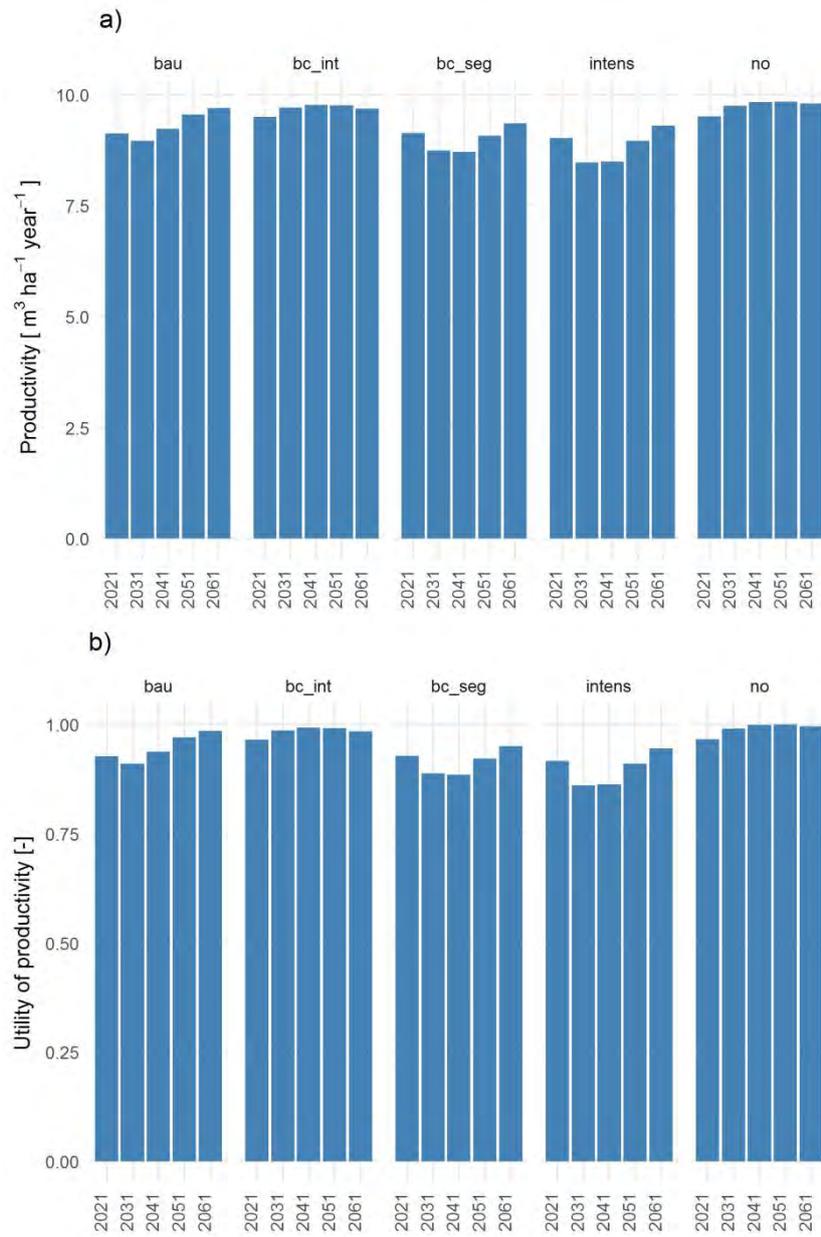


Abbildung 17: Kumulativer mittlerer Zuwachs über alle Stichprobenbestände (a) und die entsprechenden Nutzenwerte (b).

### 8.1.1.3 Verhältnis Nutzung/Zuwachs

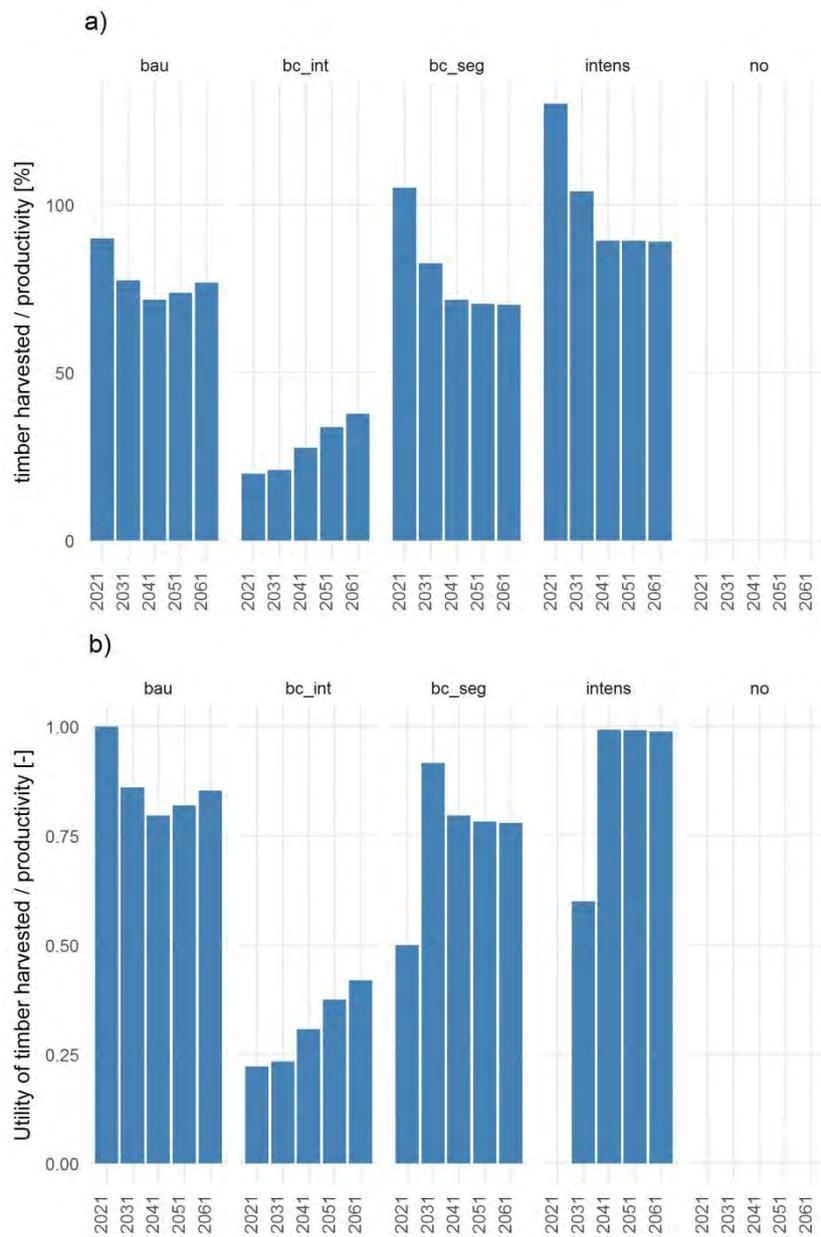


Abbildung 18: Kumulatives mittleres Verhältnis von Nutzung und Zuwachs (Nachhaltigkeit) über alle Stichprobenbestände (a) und die entsprechenden Nutzenwerte (b).

8.1.1.4 Vorrat

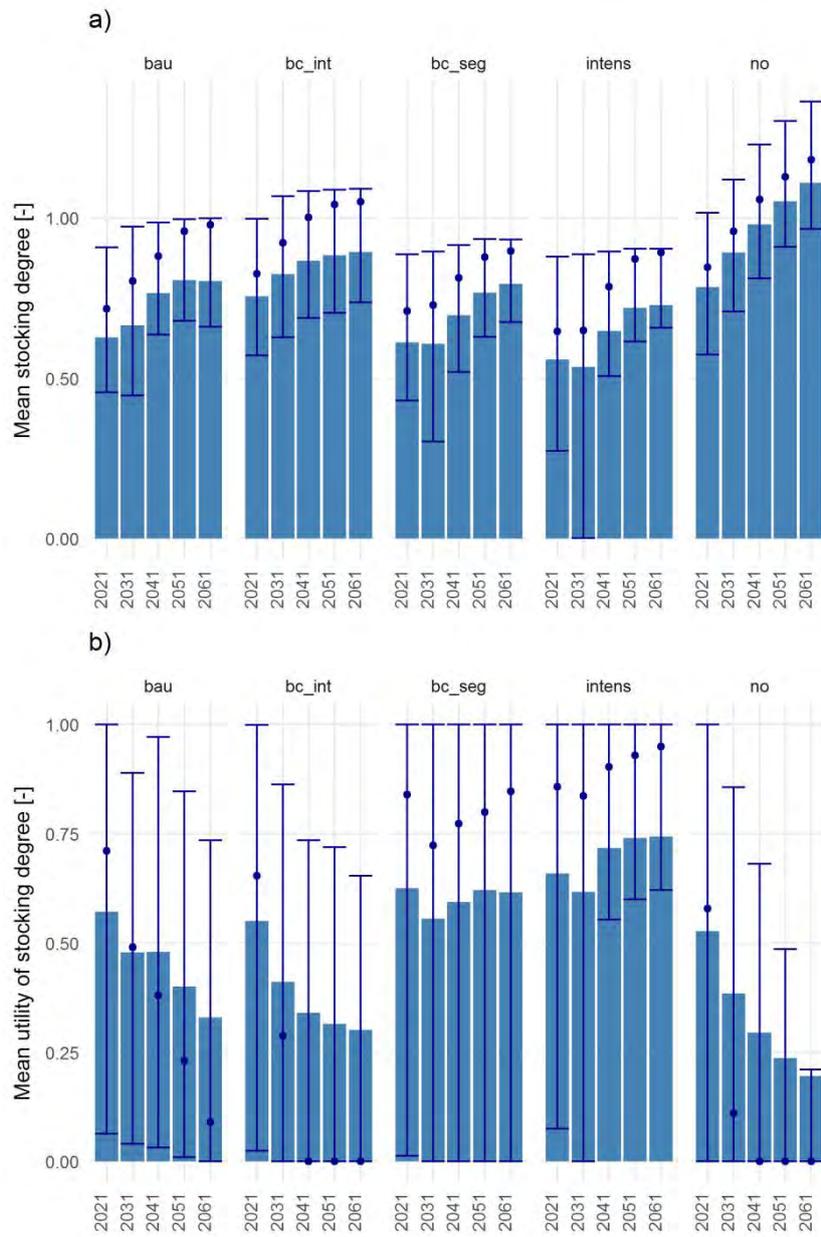


Abbildung 19: Mittlerer Bestockungsgrad (Säule) sowie das dazugehörige 25, 75 Quantil (Linie) und der Median (Punkt).  
 Abbildung b) zeigt den entsprechenden mittleren Nutzenwert der Bestandeswerte.

### 8.1.1.5 Annuität

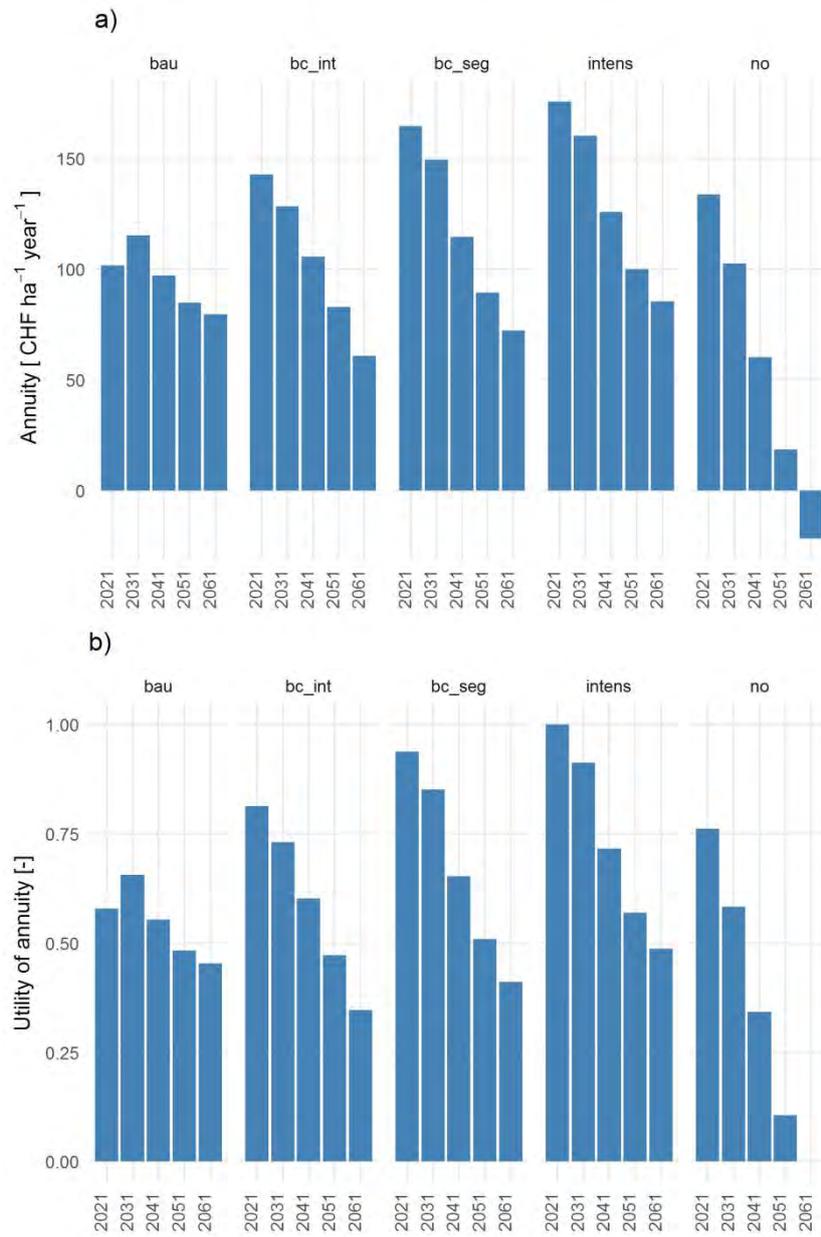


Abbildung 20: Jährlicher Net Present Value (Annuität) über alle Stichprobenbestände bei einem Zinssatz von 3% (a) und die entsprechenden Nutzenwerte (b).

## 8.1.2 Biodiversität

### 8.1.2.1 Shannon Index Alpha

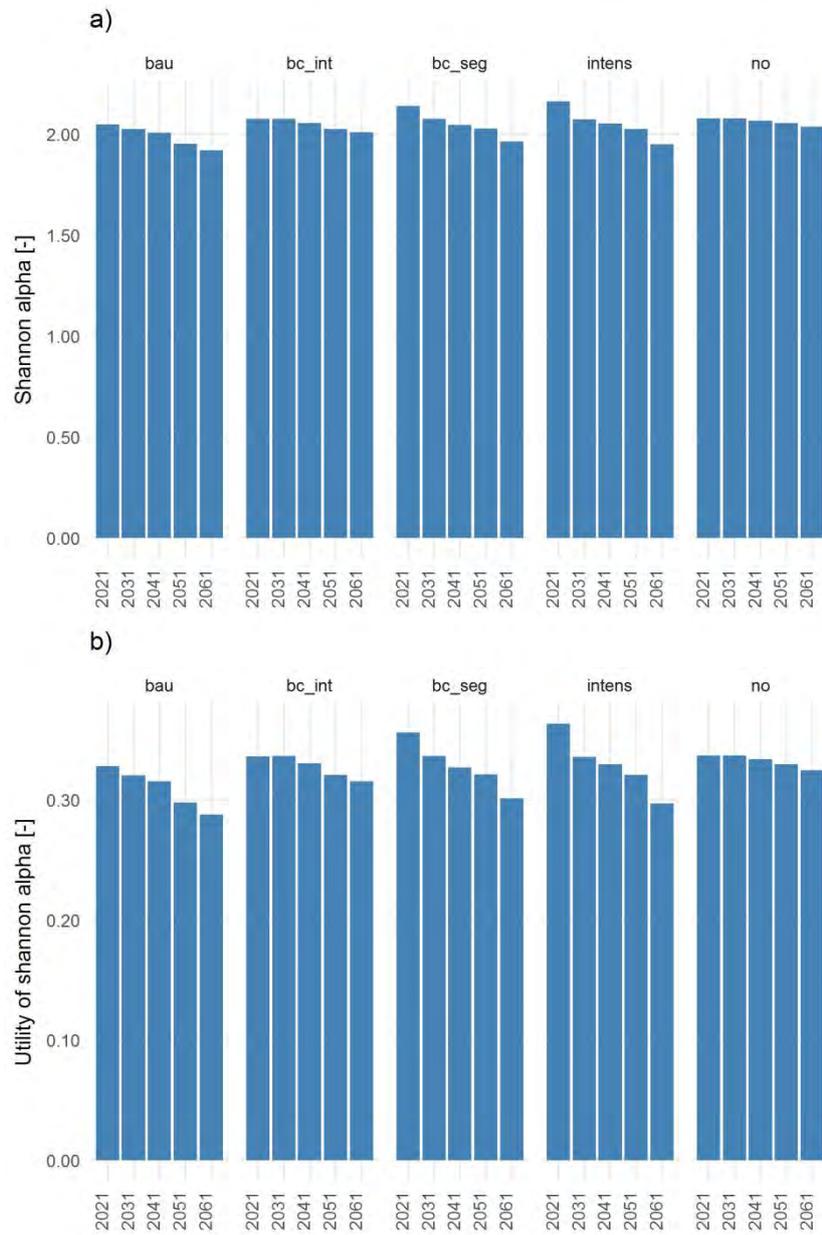


Abbildung 21: Shannon Index Alpha über alle Stichprobenbestände (a) und die entsprechenden Nutzenwerte (b).

8.1.2.2 Shannon Index Gamma

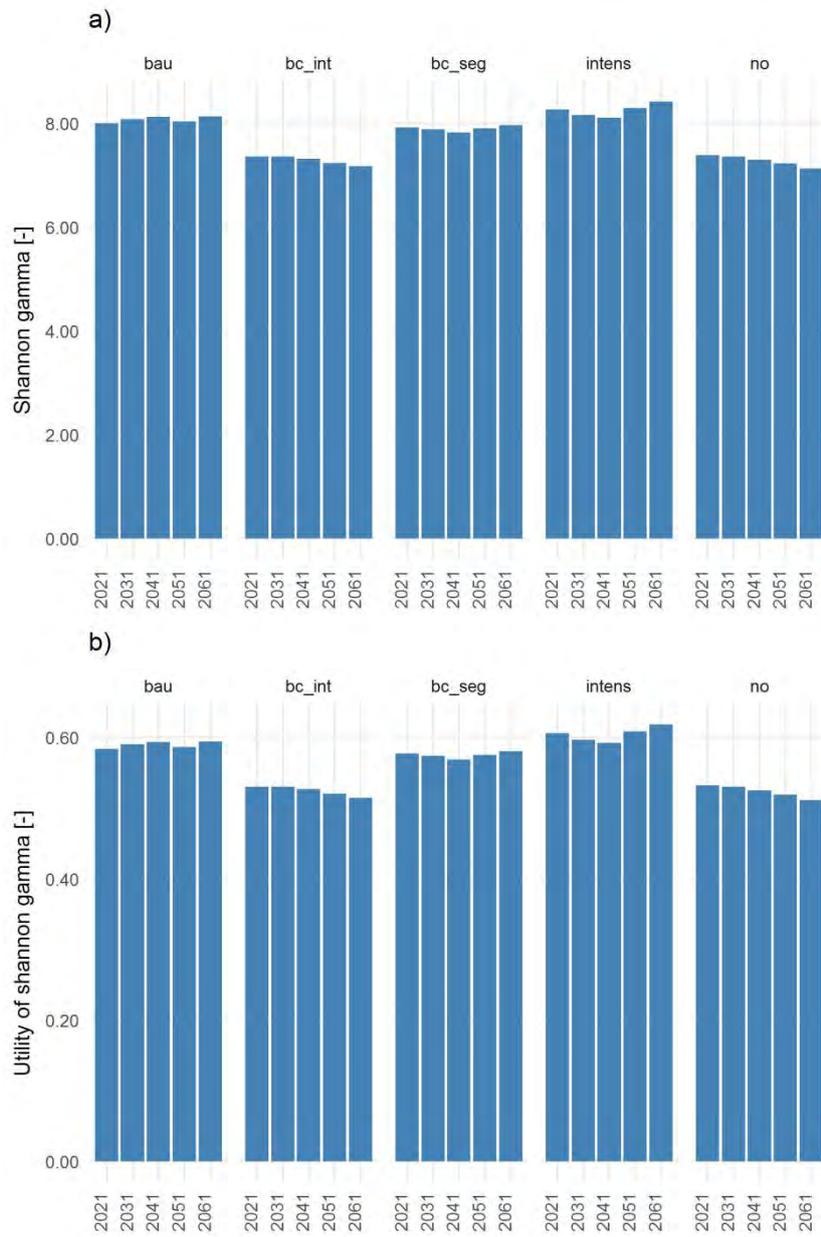


Abbildung 22: Shannon Index Gamma über alle Stichprobenbestände (a) und die entsprechenden Nutzenwerte (b).

### 8.1.2.3 Post-hoc Index Alpha

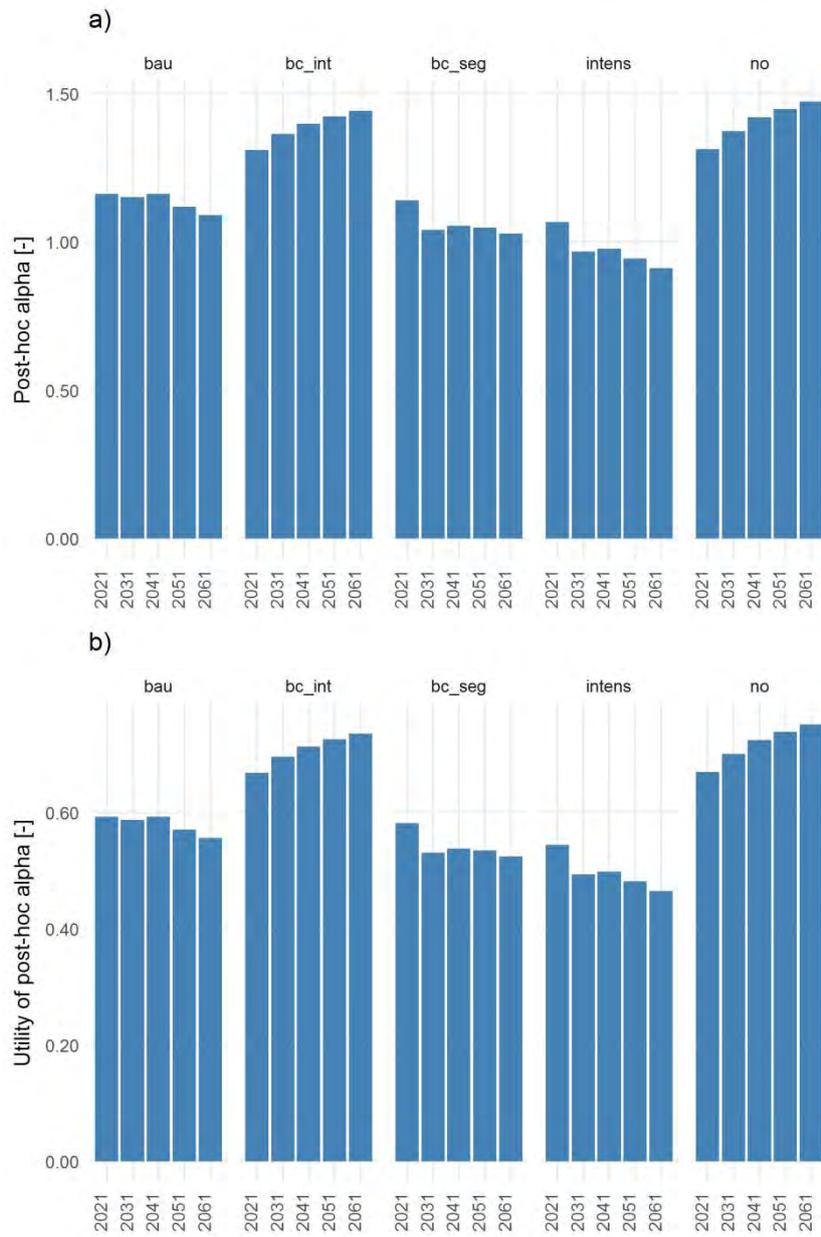


Abbildung 23: Post-hoc Index Alpha über alle Stichprobenbestände (a) und die entsprechenden Nutzenwerte (b).

8.1.2.4 Post-hoc Index Gamma

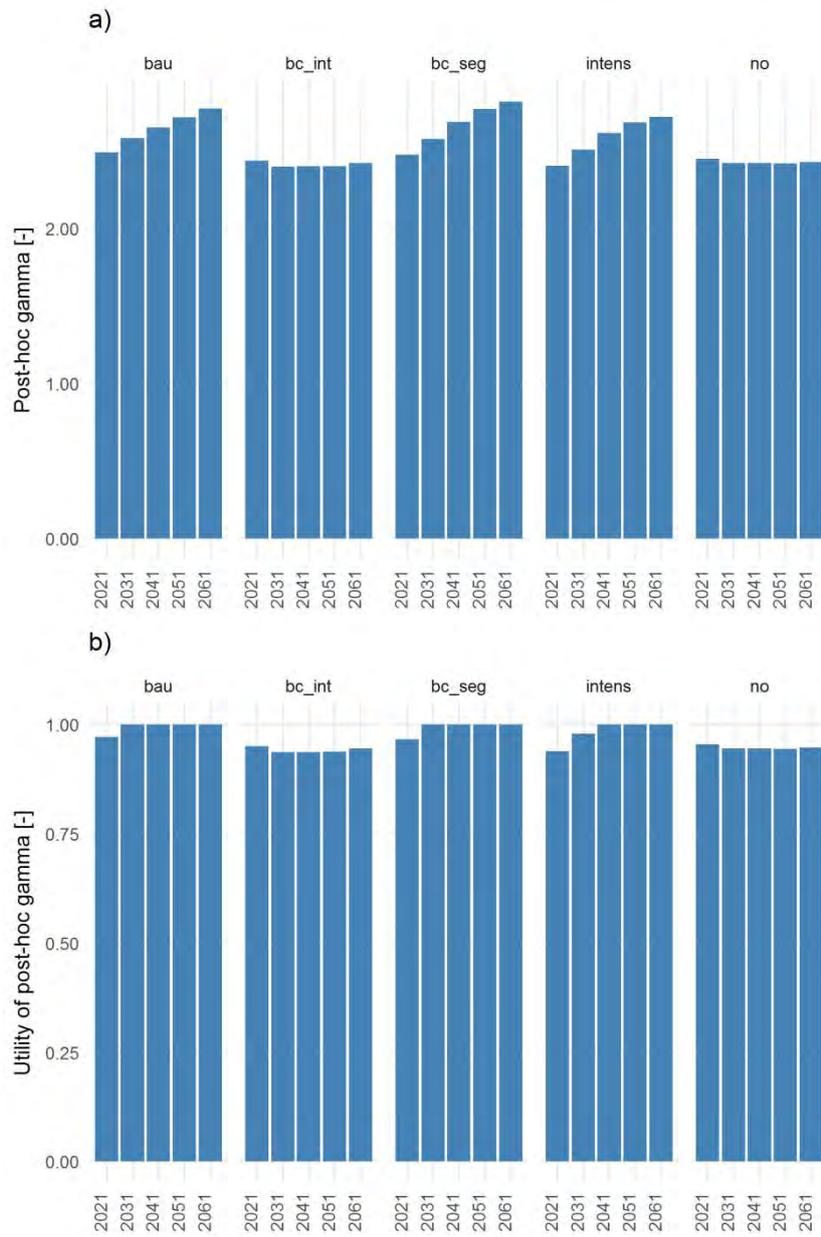


Abbildung 24: Post-hoc Index Gamma über alle Stichprobenbestände (a) und die entsprechenden Nutzenwerte (b).

## 8.1.2.5 Menge an Totholz

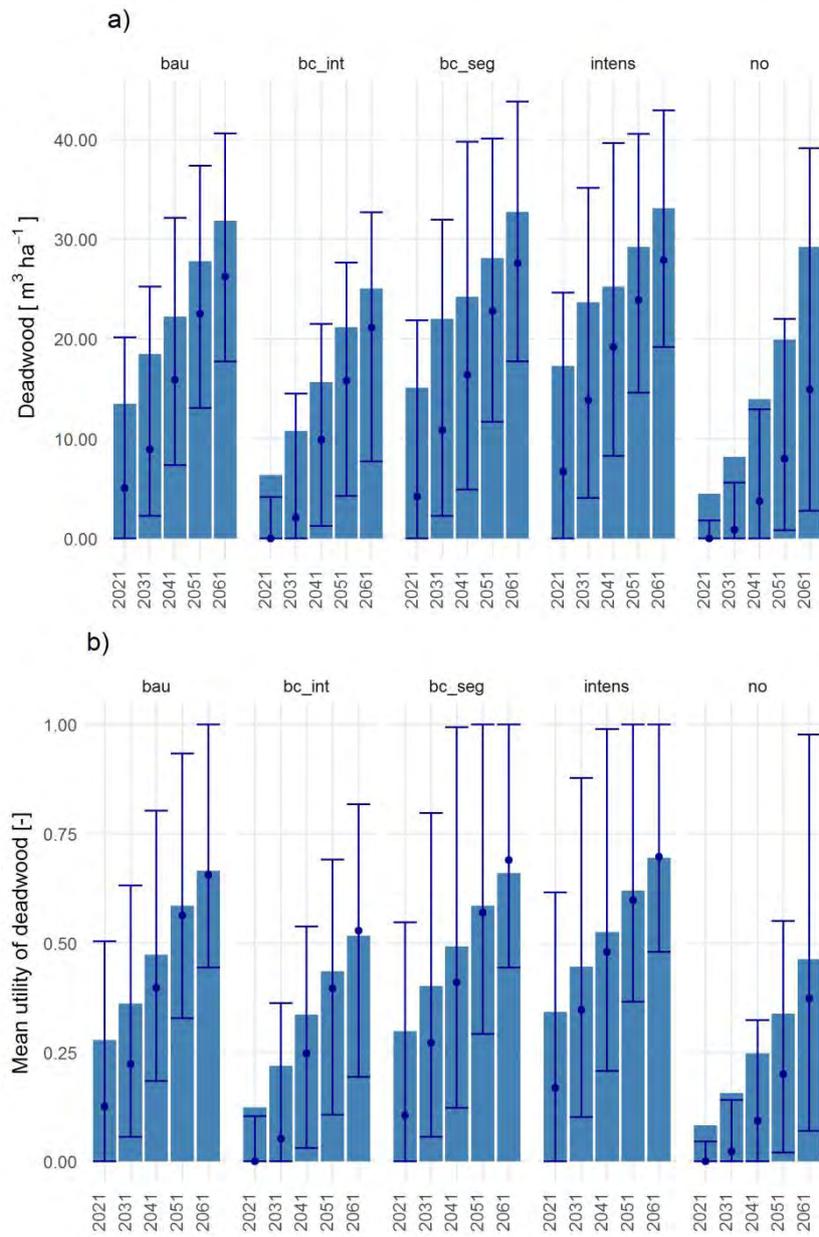


Abbildung 25: Mittleres Totholzvolumen (Säule) sowie das dazugehörige 25, 75 Quantil (Linie) und der Median (Punkt). Totholz umfasst die Volumen aus natürlicher Mortalität und aus Ernterrückständen. Abbildung b) zeigt den entsprechenden mittleren Nutzenwert der Bestandeswerte.

### 8.1.2.6 Anzahl an Habitatbäumen

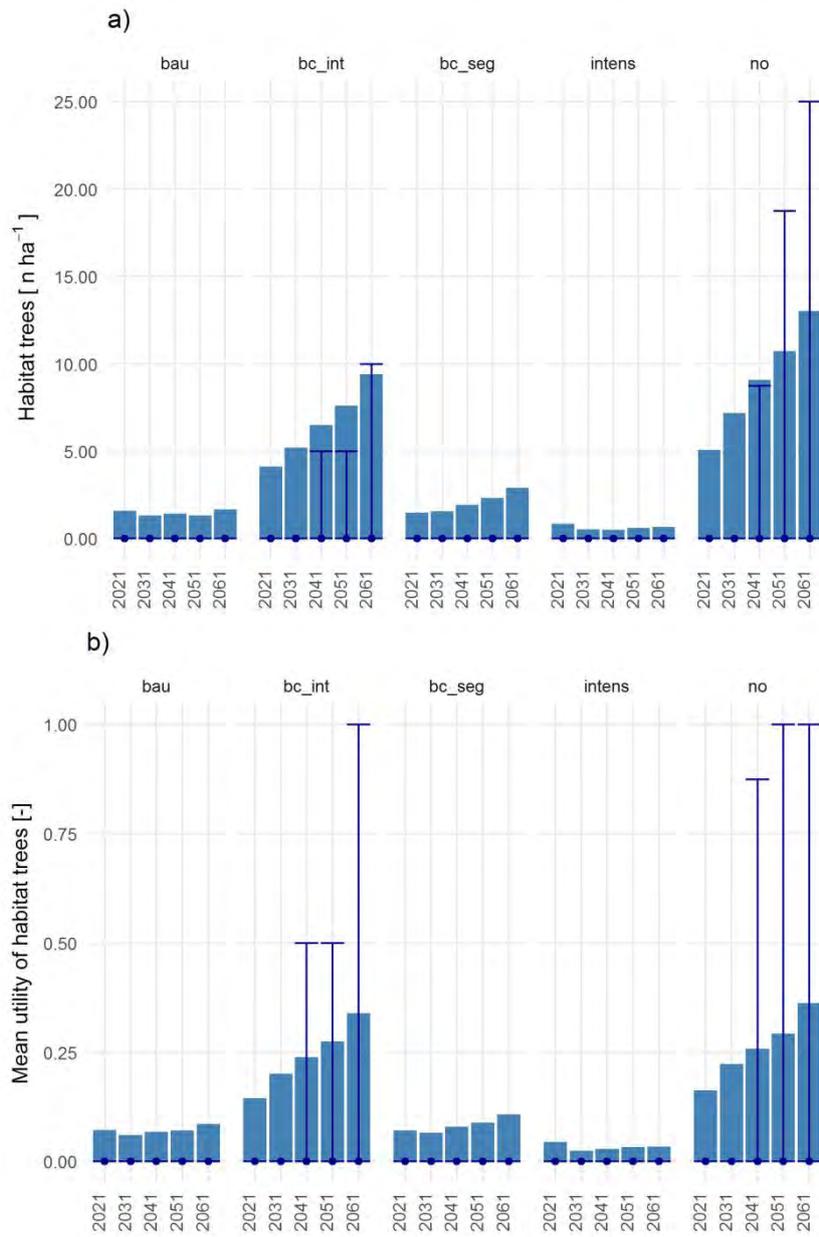


Abbildung 26: Mittlere Anzahl an Habitatbäume (Säule) sowie das dazugehörige 25, 75 Quantil (Linie) und der Median (Punkt). Abbildung b) zeigt den entsprechenden mittleren Nutzenwert der Bestandeswerte.

### 8.1.3 Visuelle Attraktivität

#### 8.1.3.1 Grösse der Bäume

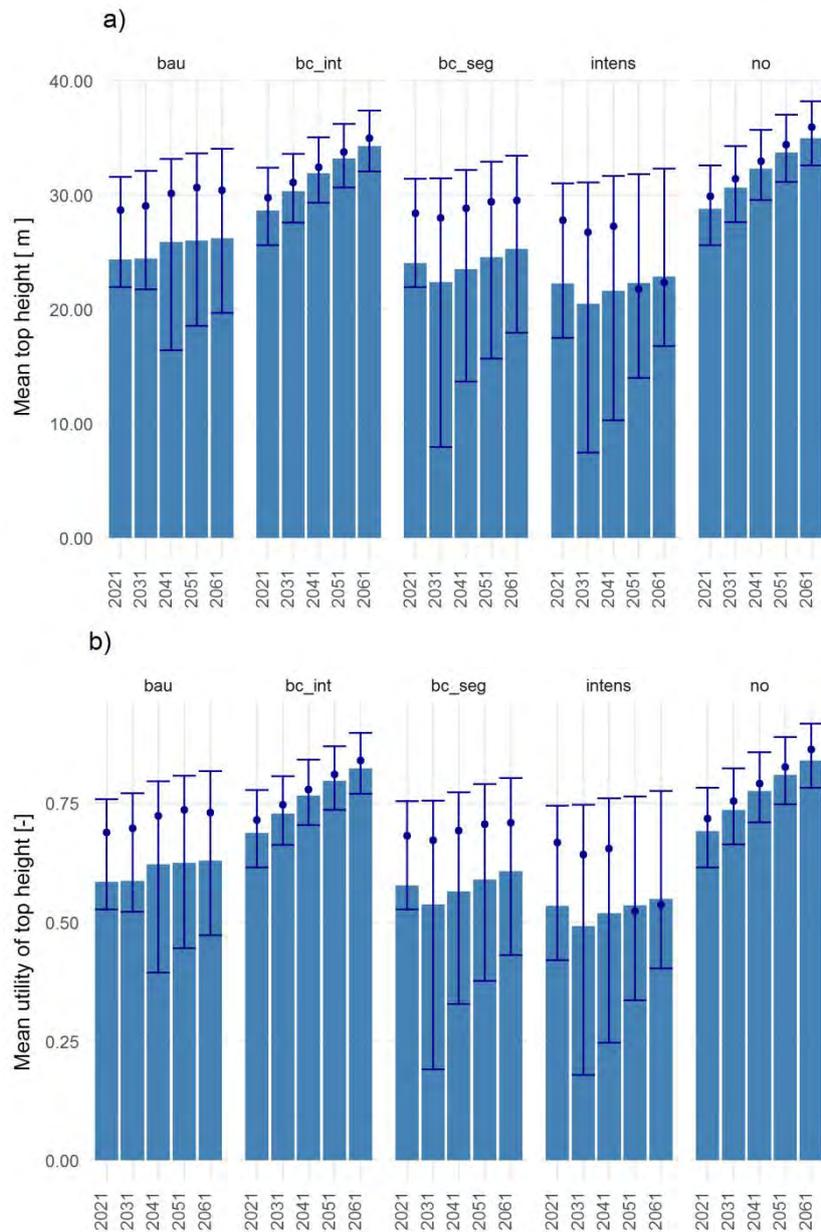


Abbildung 27: Mittlere Oberhöhe (Säule) sowie das dazugehörige 25, 75 Quantil (Linie) und der Median (Punkt). Abbildung b) zeigt den entsprechenden mittleren Nutzenwert der Bestandeswerte.

### 8.1.3.2 Variation der Baumgrößen

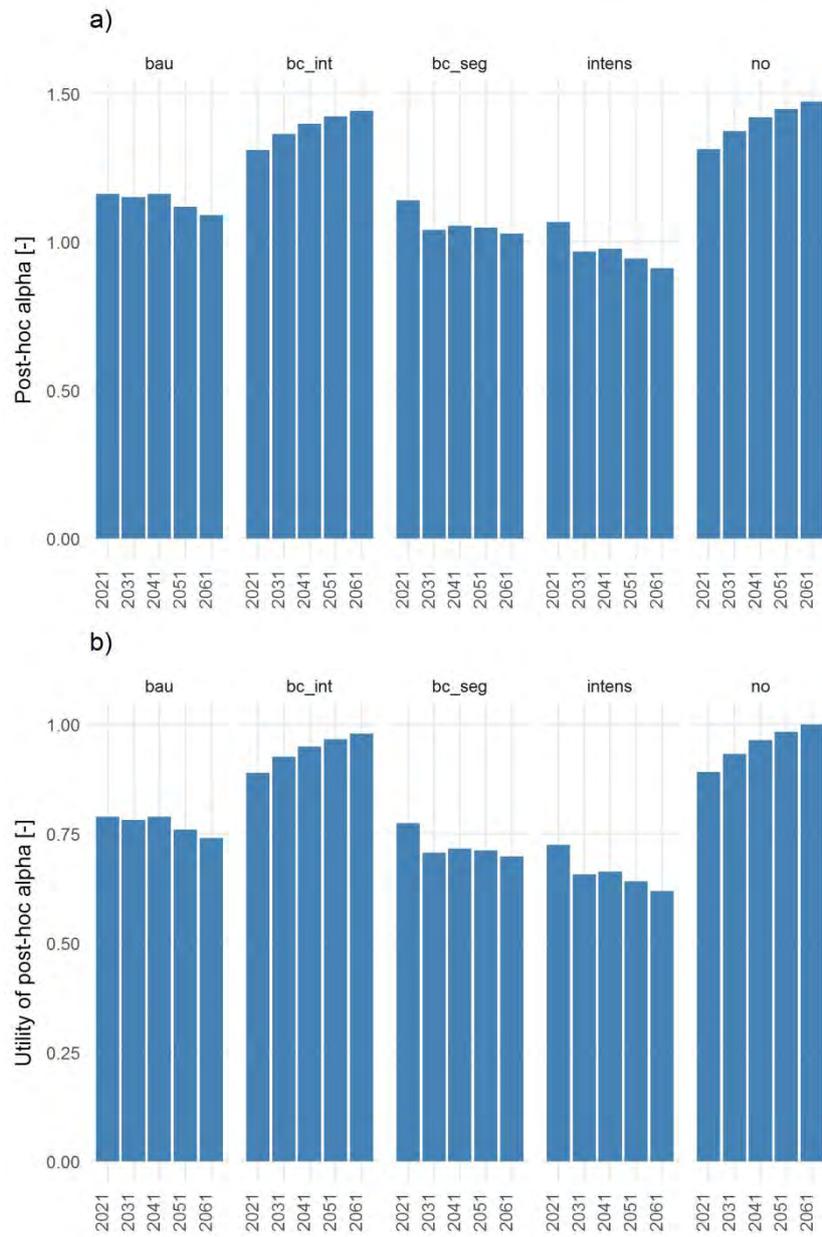


Abbildung 28: Variation der Baumgrößen im Bestand, bewertet mit dem Post-hoc Index Alpha über alle Stichprobenbestände (a) und die entsprechenden Nutzenwerte (b). In diesem Fall wurde der Post-hoc Index Alpha mit der Maximum-Methode in die entsprechenden Nutzenwerte transferiert.

### 8.1.3.3 Variation des Baumabstandes

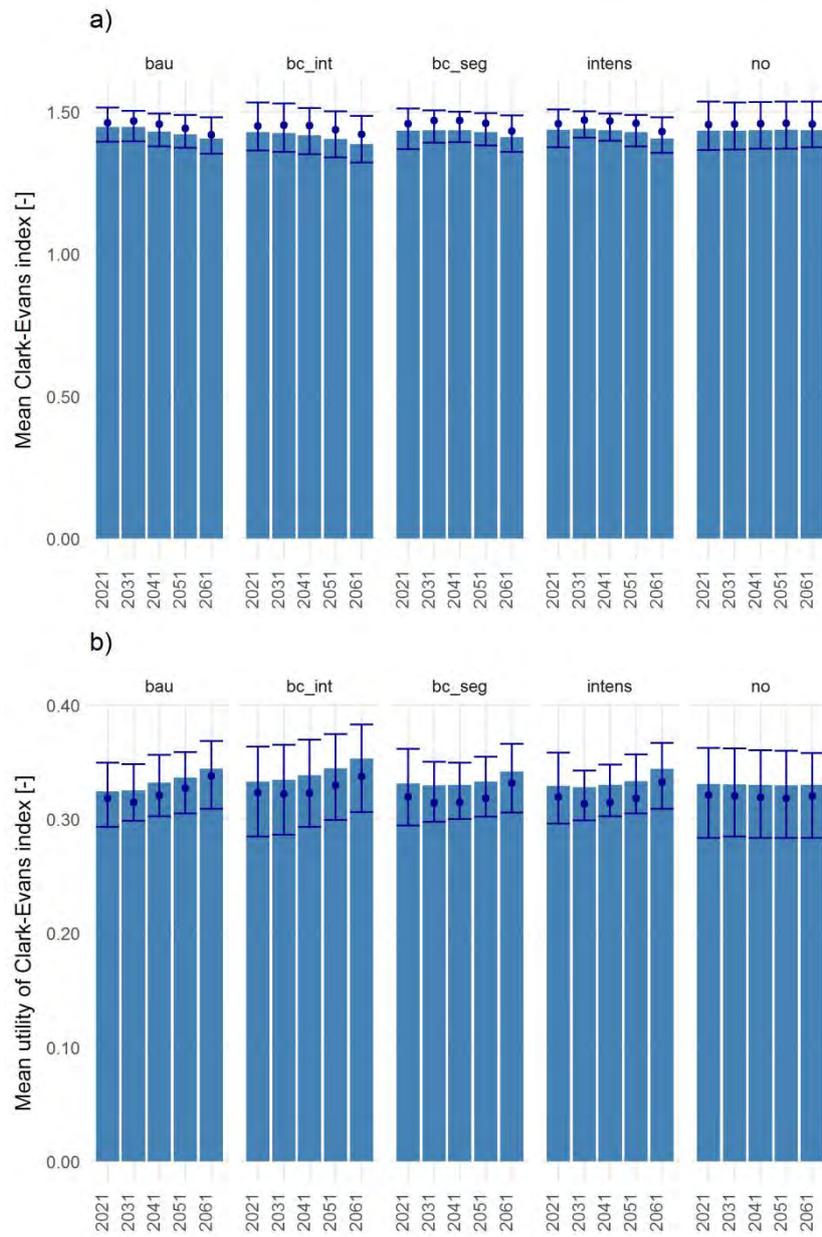


Abbildung 29: Mittlere Variation im Baumabstand, bewertet mit dem Clark-Evans Index (Säule) sowie das dazugehörige 25, 75 Quantil (Linie) und der Median (Punkt). Abbildung b) zeigt den entsprechenden mittleren Nutzenwert der Bestandeswerte.

8.1.3.4 Mit Baumkronen überschirmte Fläche

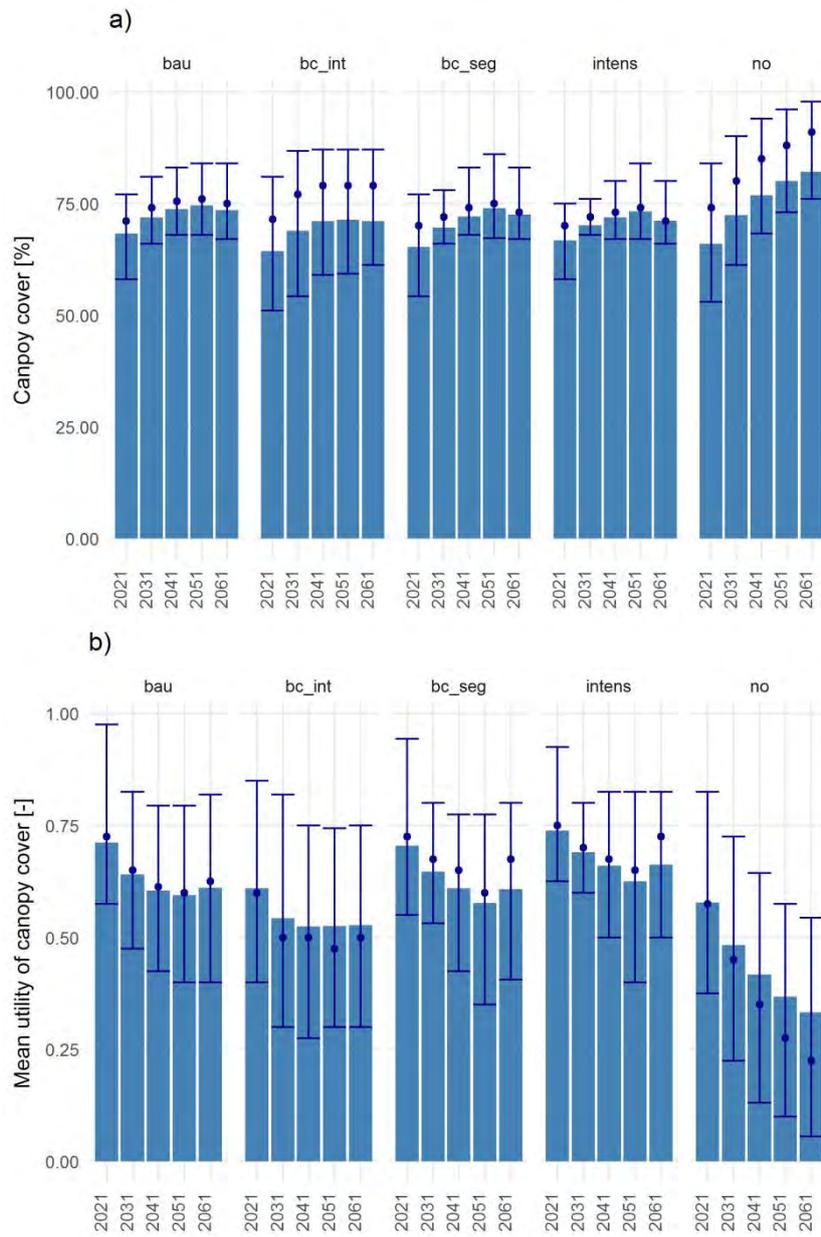


Abbildung 30: Mittlere mit Baumkronen überschirmte Bestandesfläche (Säule) sowie das dazugehörige 25, 75 Quantil (Linie) und der Median (Punkt). Abbildung b) zeigt den entsprechenden mittleren Nutzenwert der Bestandeswerte.

8.1.3.5 Visuelles Durchdringen des Bestandes

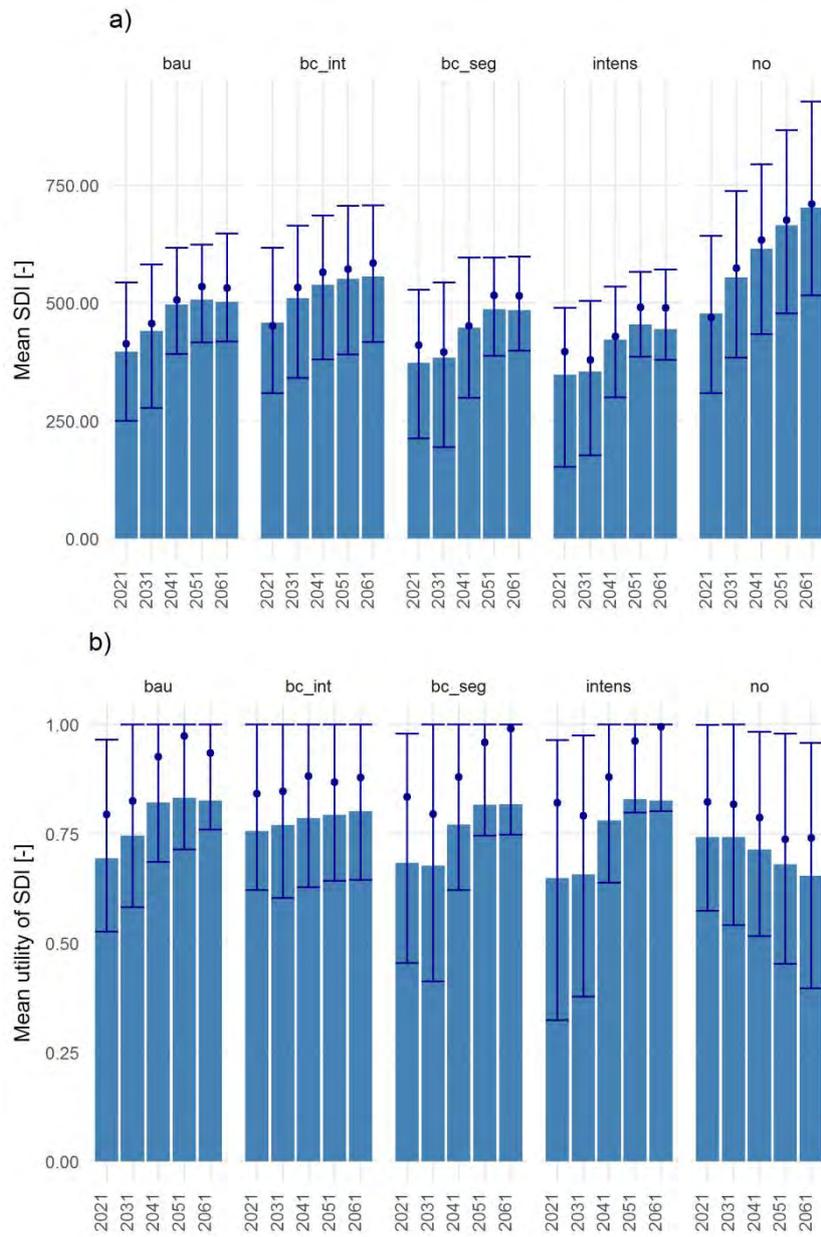


Abbildung 31: Mittleres visuelles durchdringen des Bestandes, bewertet mit dem Stand Density Index SDI (Säule) sowie das dazugehörige 25, 75 Quantil (Linie) und der Median (Punkt). Abbildung b) zeigt den entsprechenden mittleren Nutzenwert der Bestandeswerte.

## 8.1.3.6 Variation der Baumarten

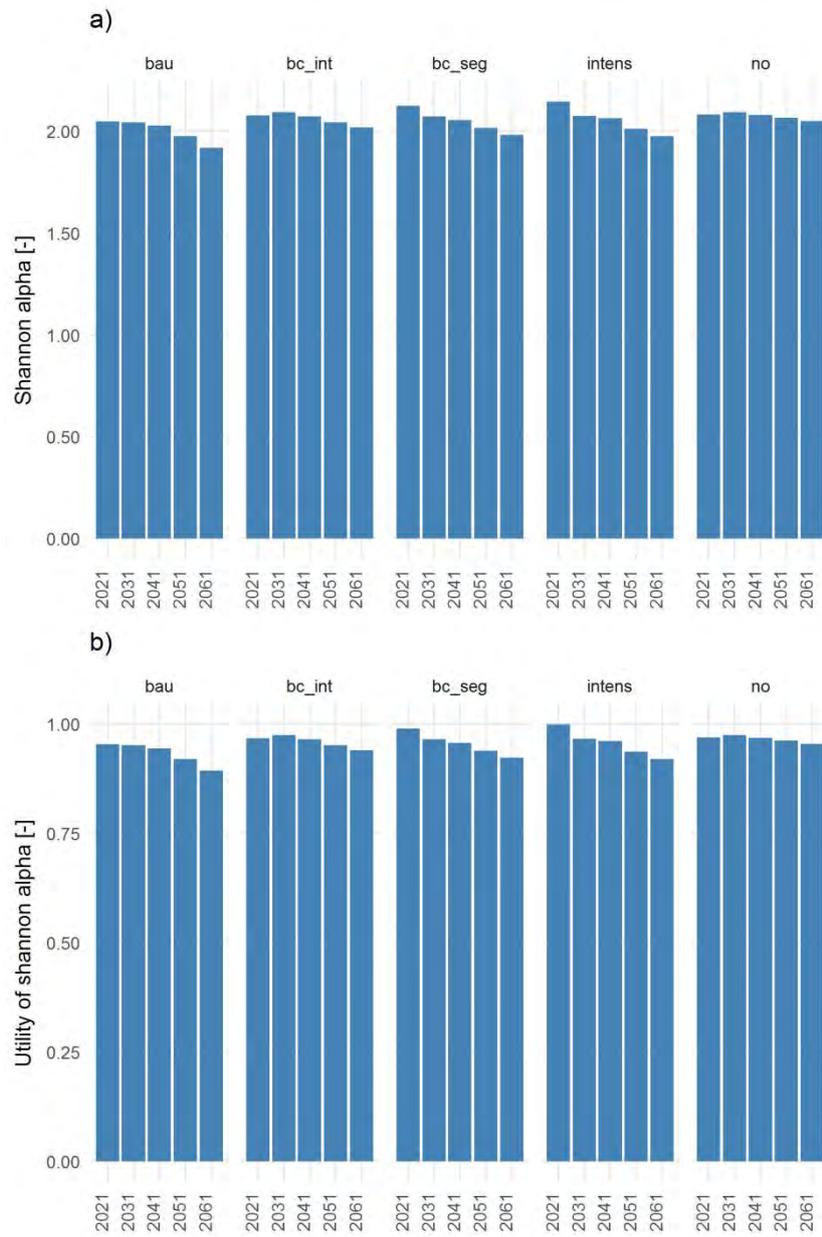


Abbildung 32: Variation der Baumarten im Bestand, bewertet mit dem Shannon Index Alpha über alle Stichprobenbestände (a) und die entsprechenden Nutzenwerte (b). In diesem Fall wurde der Shannon Index Alpha mit der Maximum-Methode in die entsprechenden Nutzenwerte transferiert.

8.1.3.7 Menge an Ernterückständen

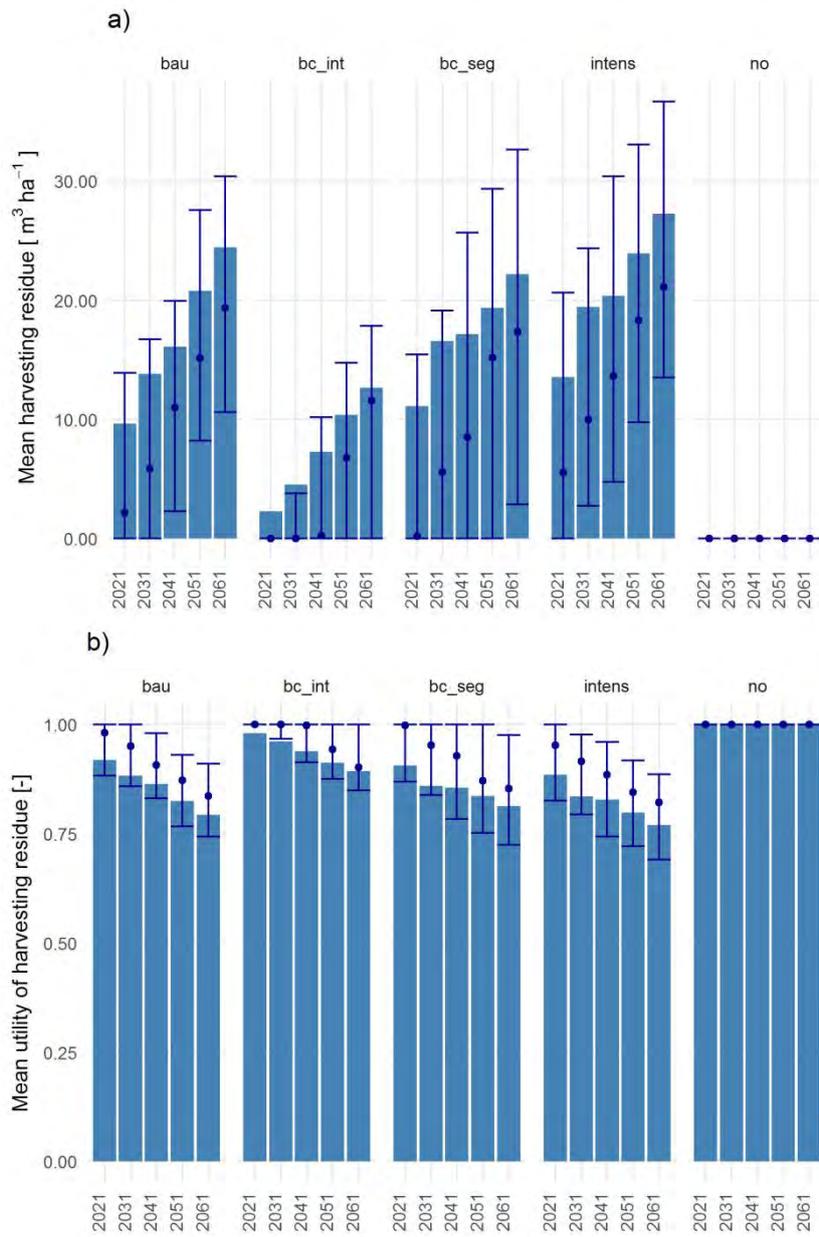


Abbildung 33: Mittlere Menge an Ernterückständen im Bestand (Säule) sowie das dazugehörige 25, 75 Quantil (Linie) und der Median (Punkt). Abbildung b) zeigt den entsprechenden mittleren Nutzenwert der Bestandeswerte.

### 8.1.3.8 Menge an natürlichem Totholz

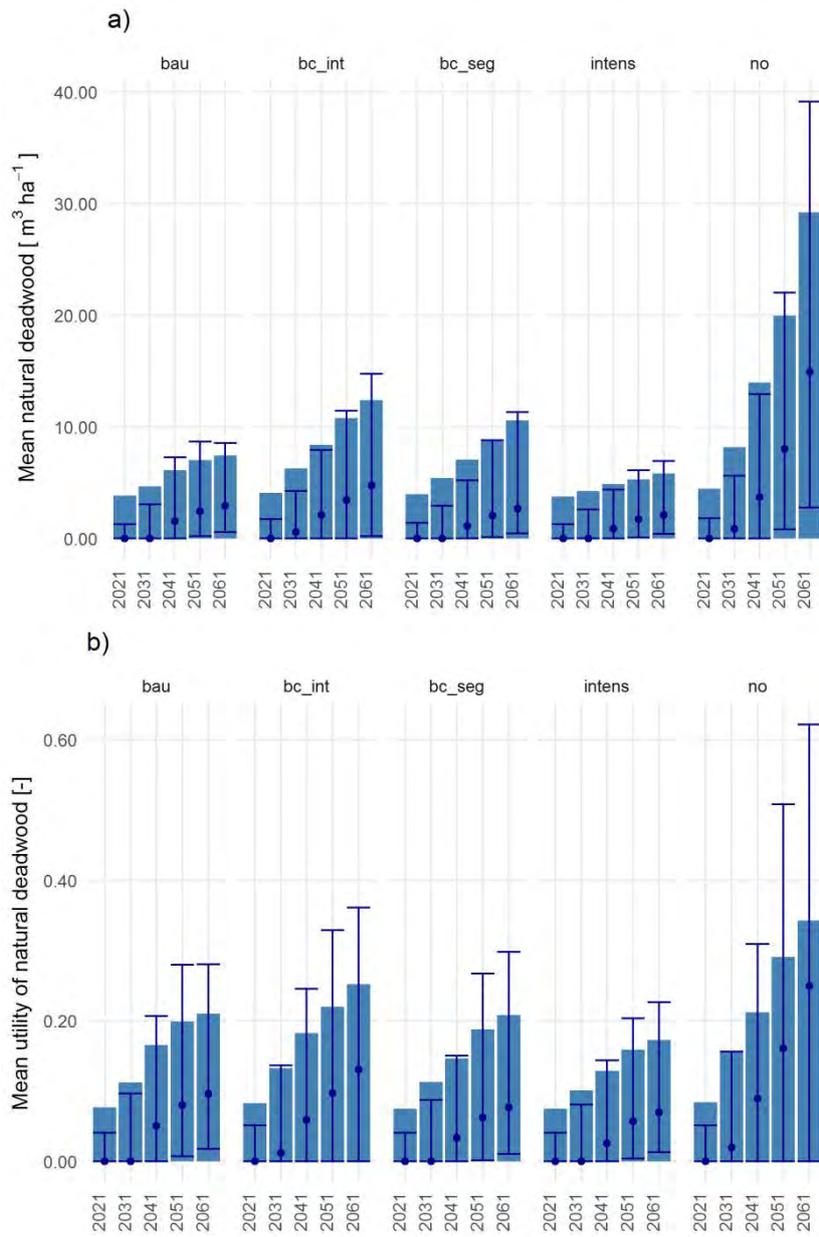


Abbildung 34: Mittlere Menge an natürlichem Totholz im Bestand (Säule) sowie das dazugehörige 25, 75 Quantil (Linie) und der Median (Punkt). Abbildung b) zeigt den entsprechenden mittleren Nutzenwert der Bestandeswerte.

8.1.3.9 Variation zwischen den Beständen

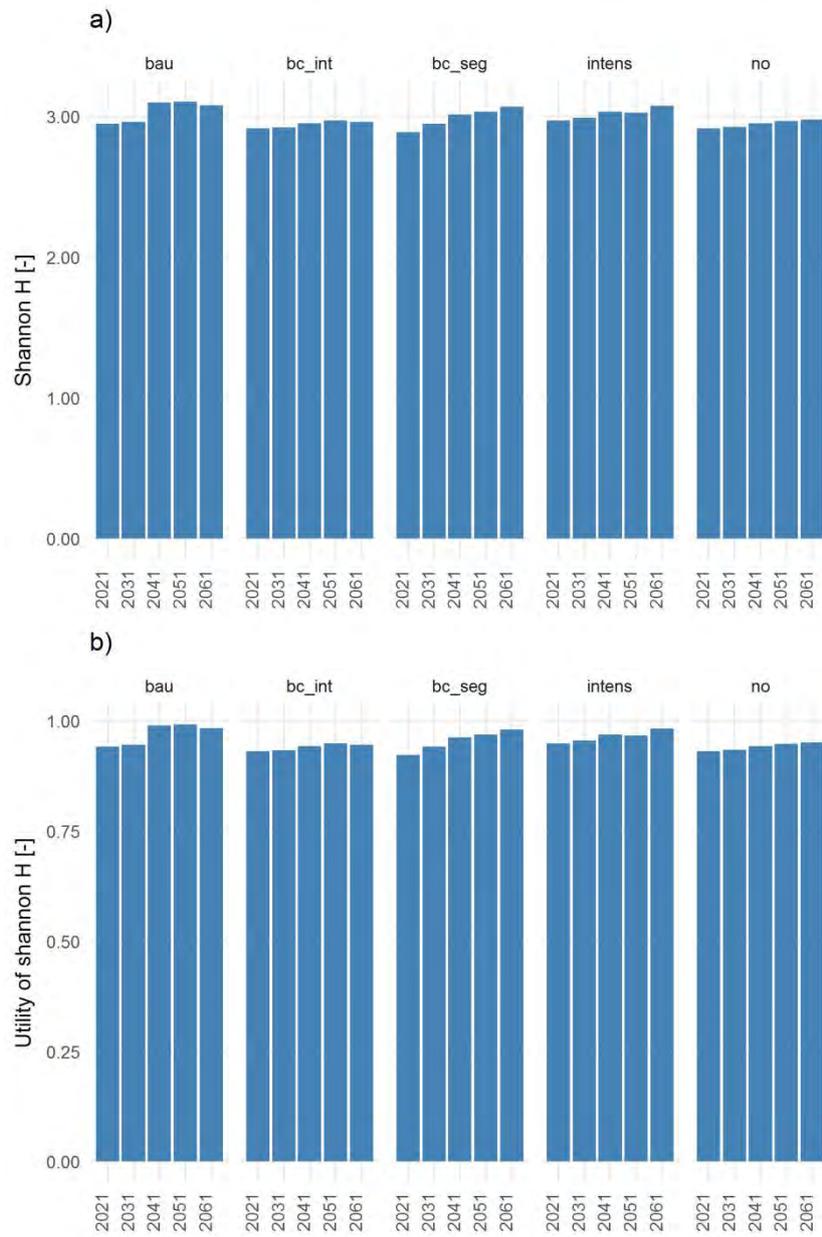


Abbildung 35: Variation der Bestandestypen, bewertet mit dem Shannon Index über alle Stichprobenbestände (a) und die entsprechenden Nutzenwerte (b).

### 8.1.4 Kohlenstoffspeicherung

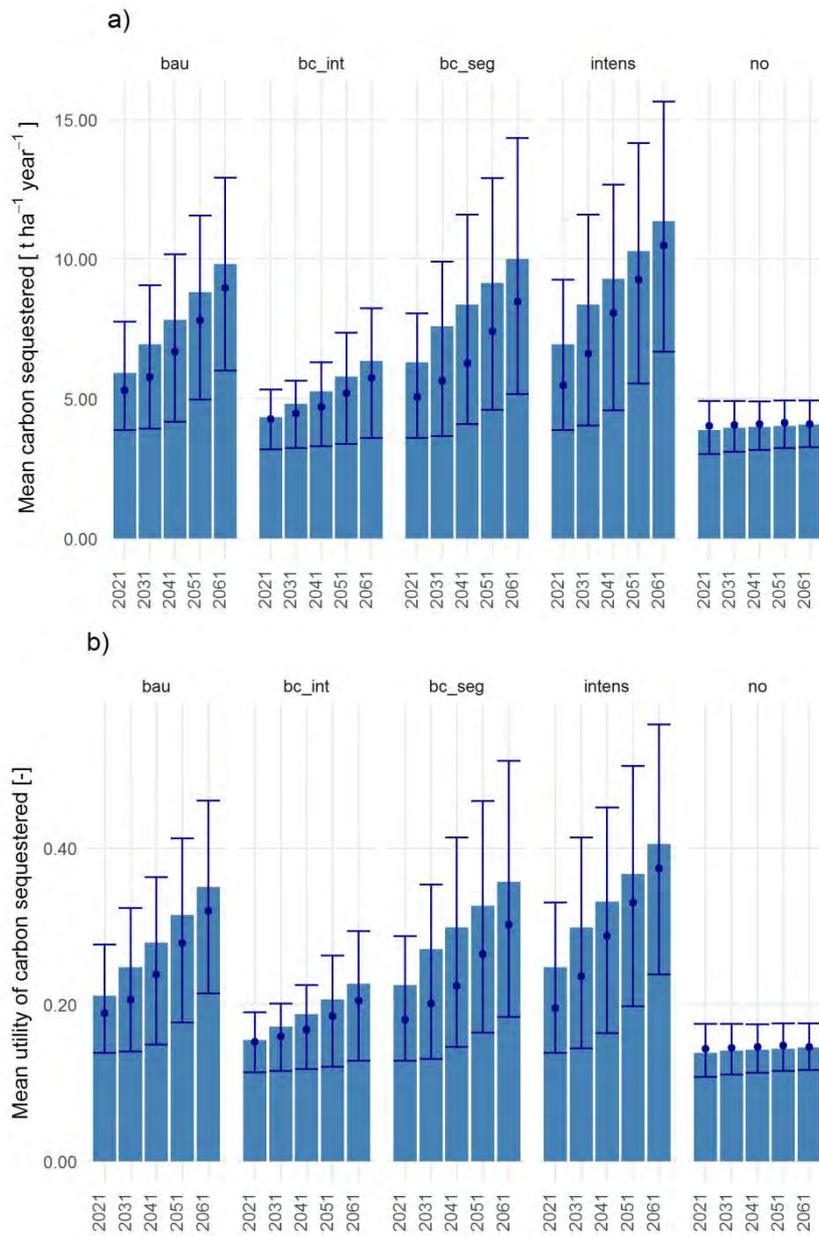


Abbildung 36: Mittlere gespeicherte Kohlenstoffmenge (Säule) sowie das dazugehörige 25, 75 Quantil (Linie) und der Median (Punkt). Abbildung b) zeigt den entsprechenden mittleren Nutzenwert.

## 8.2 MCDA-analyse: overall and partial utilities

Tabelle 20: Gesamtnutzen der fünf simulierten Behandlungsstrategien über die Zeit. Der höchste Wert über alle Strategien in jedem Zeitschritt ist fett hervorgehoben. Der höchste Wert von den beiden speziell für die multifunktionale Waldbewirtschaftung definierten Strategien BC-int und BC-seg ist grün markiert.

| Jahr | bau          | bc_int | bc_seg       | intens       | no    |
|------|--------------|--------|--------------|--------------|-------|
| 2021 | <b>0,524</b> | 0,429  | 0,511        | 0,486        | 0,392 |
| 2031 | 0,523        | 0,440  | <b>0,546</b> | 0,535        | 0,391 |
| 2041 | 0,532        | 0,457  | 0,540        | <b>0,575</b> | 0,387 |
| 2051 | 0,546        | 0,473  | 0,548        | <b>0,584</b> | 0,382 |
| 2061 | 0,561        | 0,488  | 0,559        | <b>0,597</b> | 0,389 |

Tabelle 21: Teilnutzen der vier Ökosystemleistungen im Rahmen der fünf simulierten Behandlungsstrategien über die Zeit. Der höchste Wert über alle Strategien in jedem Zeitschritt und Ecosystem Service ist fett hervorgehoben. Der höchste Wert von den beiden speziell für die multifunktionale Waldbewirtschaftung definierten Strategien BC-int und BC-seg ist grün markiert.

| Jahr | ecosystem service      | bau          | bc_int       | bc_seg       | intens       | no           |
|------|------------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| 2021 | Biodiversität          | 0,104        | 0,097        | 0,105        | <b>0,106</b> | 0,096        |
|      | Kohlenstoffspeicherung | 0,049        | 0,035        | 0,053        | <b>0,058</b> | 0,031        |
|      | Holzproduktion         | <b>0,190</b> | 0,106        | 0,174        | 0,146        | 0,075        |
|      | Visuelle Attraktivität | 0,181        | <b>0,190</b> | 0,179        | 0,176        | <b>0,190</b> |
| 2031 | Biodiversität          | 0,110        | 0,107        | <b>0,112</b> | 0,111        | 0,105        |
|      | Kohlenstoffspeicherung | 0,059        | 0,040        | 0,065        | <b>0,072</b> | 0,032        |
|      | Holzproduktion         | 0,175        | 0,102        | <b>0,198</b> | 0,183        | 0,064        |
|      | Visuelle Attraktivität | 0,180        | <b>0,191</b> | 0,172        | 0,169        | <b>0,191</b> |
| 2041 | Biodiversität          | <b>0,118</b> | 0,117        | <b>0,118</b> | 0,117        | 0,113        |
|      | Kohlenstoffspeicherung | 0,068        | 0,045        | 0,072        | <b>0,081</b> | 0,033        |
|      | Holzproduktion         | 0,162        | 0,102        | 0,172        | <b>0,202</b> | 0,049        |
|      | Visuelle Attraktivität | 0,184        | <b>0,193</b> | 0,177        | 0,174        | 0,191        |
| 2051 | Biodiversität          | 0,125        | <b>0,126</b> | 0,125        | 0,124        | 0,121        |
|      | Kohlenstoffspeicherung | 0,077        | 0,050        | 0,080        | <b>0,090</b> | 0,034        |
|      | Holzproduktion         | 0,162        | 0,103        | 0,165        | <b>0,196</b> | 0,036        |
|      | Visuelle Attraktivität | 0,182        | <b>0,195</b> | 0,179        | 0,174        | 0,191        |
| 2061 | Biodiversität          | 0,131        | <b>0,136</b> | 0,131        | 0,129        | 0,134        |
|      | Kohlenstoffspeicherung | 0,087        | 0,055        | 0,088        | <b>0,100</b> | 0,034        |
|      | Holzproduktion         | 0,163        | 0,101        | 0,160        | <b>0,193</b> | 0,030        |
|      | Visuelle Attraktivität | 0,181        | <b>0,196</b> | 0,179        | 0,175        | 0,191        |

### 8.3 Sensitivity-analysis: overall utility values

Tabelle 22: Gesamtnutzen der fünf simulierten Behandlungsstrategien über die Zeit bei unterschiedlichen Gewichtung der Ecosystem Services. Der höchste Wert über alle Strategien in jedem Zeitschritt ist fett hervorgehoben. Der höchste Wert von den beiden speziell für die multifunktionale Waldbewirtschaftung definierten Strategien BC-int und BC-seg ist grün markiert.

| Variante   | Jahr | bau          | bc_int       | bc_seg       | intens       | no    |
|--|------|--------------|--------------|--------------|--------------|-------|
| v1_equal<br>(alle gleich<br>gewichtet)               | 2021 | 0,517        | 0,457        | <b>0,521</b> | 0,512        | 0,430 |
|  | 2031 | 0,519        | 0,463        | <b>0,539</b> | 0,537        | 0,425 |
|  | 2041 | 0,528        | 0,472        | 0,536        | <b>0,564</b> | 0,417 |
|  | 2051 | 0,535        | 0,482        | 0,543        | <b>0,573</b> | 0,410 |
|  | 2061 | 0,546        | 0,492        | 0,552        | <b>0,584</b> | 0,412 |
| v2_BC<br>(Biodiversität<br>höher gewichtet)          | 2021 | 0,490        | 0,458        | <b>0,494</b> | 0,489        | 0,446 |
|  | 2031 | 0,499        | 0,477        | <b>0,507</b> | 0,503        | 0,459 |
|  | 2041 | 0,515        | 0,497        | 0,515        | <b>0,523</b> | 0,470 |
|  | 2051 | 0,525        | 0,514        | 0,528        | <b>0,536</b> | 0,480 |
|  | 2061 | 0,537        | 0,533        | 0,538        | <b>0,544</b> | 0,501 |
| v3_CS<br>(Kohlenstoffspeicherung<br>höher gewichtet) | 2021 | 0,325        | 0,266        | 0,335        | <b>0,345</b> | 0,246 |
|  | 2031 | 0,349        | 0,281        | 0,371        | <b>0,387</b> | 0,247 |
|  | 2041 | 0,373        | 0,296        | 0,388        | <b>0,420</b> | 0,246 |
|  | 2051 | 0,399        | 0,312        | 0,409        | <b>0,446</b> | 0,245 |
|  | 2061 | 0,426        | 0,329        | 0,432        | <b>0,474</b> | 0,247 |
| v4_TP<br>(Holzproduktion<br>höher gewichtet)         | 2021 | 0,648        | 0,506        | <b>0,651</b> | 0,616        | 0,443 |
|  | 2031 | 0,620        | 0,488        | <b>0,678</b> | 0,665        | 0,405 |
|  | 2041 | 0,602        | 0,481        | 0,631        | <b>0,699</b> | 0,363 |
|  | 2051 | 0,598        | 0,479        | 0,621        | <b>0,693</b> | 0,325 |
|  | 2061 | 0,599        | 0,473        | 0,616        | <b>0,692</b> | 0,308 |
| v5_VA<br>(visuelle Attraktivität<br>höher gewichtet) | 2021 | <b>0,607</b> | 0,599        | 0,606        | 0,597        | 0,587 |
|  | 2031 | <b>0,606</b> | <b>0,606</b> | 0,601        | 0,594        | 0,589 |
|  | 2041 | <b>0,620</b> | 0,615        | 0,608        | 0,615        | 0,588 |
|  | 2051 | 0,620        | <b>0,624</b> | 0,615        | 0,617        | 0,589 |
|  | 2061 | 0,620        | <b>0,631</b> | 0,620        | 0,623        | 0,592 |

## 9 Literatur

- Albert, M. 2007. Waldwachstumssimulatoren zur mehrkriteriellen Szenariobeurteilung: ein Ansatz für eine benutzerfreundliche und flexible Bewertung. In: *DVFFA - Sektion Ertragskund, Jahrestagung 2007*. Herausgegeben von J. Nagel. Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten, Sektion Ertragskunde. 43-56.
- Ananda, J., G. Herath. 2003. Incorporating stakeholder values into regional forest planning: A value function approach. *Ecological Economics* 45/1: 75-90.
- Ananda, J., G. Herath. 2005. Evaluating public risk preferences in forest land-use choices using multi-attribute utility theory. *Ecological Economics* 55/3: 408-419.
- Ananda, J., G. Herath. 2009. A critical review of multi-criteria decision making methods with special reference to forest management and planning. *Ecological Economics* 68/10: 2535-2548.
- Arthur, L. M. 1977. Predicting Scenic Beauty of Forest Environments: Some Empirical Tests. *Forest Science* 23/2: 151-160.
- Assmann, E. 1956. Natürlicher Bestockungsgrad und Zuwachs. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 75/9-10: 257-265.
- Bader, L. 2016. Betriebsplan 2020 - Grundlagenbericht zum künftigen Planungskonzept und Resultate der Pilotplanung. Solothurn: Kaufmann+Bader GmbH 35.
- BAFU. 2013. *Waldpolitik 2020 - Visionen, Ziele und Massnahmen für eine nachhaltige Bewirtschaftung des Schweizer Waldes*. Bern: Bundesamt für Umwelt.
- BAFU, BFE, SECO. 2014. *Ressourcenpolitik Holz. Strategie, Ziele und Aktionsplan Holz*. Bern.
- Bateman, I. 1994. Research methods for valuing environmental benefits. In: *Economic valuation of benefits from countryside stewardship: proceedings of a workshop organized by the Commission of the European Communities Directorate General for Agriculture, Brussels, 7-8 June 1993*. Herausgegeben von A. Dubgaard, I. Bateman, M. Merlo. Kiel: Vauk. 47-82.
- Bateman, I. J., G. M. Mace, C. Fezzi, G. Atkinson, K. Turner. 2011. Economic Analysis for Ecosystem Service Assessments. *Environmental and Resource Economics* 48/2: 177-218.
- Bauhus, J., K. Puettmann, C. Messier. 2009. Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management* 258/4: 525-537.
- Beinat, E. 1997. *Value functions for environmental management*. Environment & management. Band vol. 7. Dordrecht [etc.] : Kluwer Academic Publishers.
- Bellassen, V., S. Luysaert. 2014. Carbon sequestration: managing forests in uncertain times. *Nature* 506/7487: 153-155.
- Berger, F., L. Dorren. 2007. Principles of the tool Rockfor.net for quantifying the rockfall hazard below a protection forest. *Schweiz. Z. Forstwes.* 158/6: 157-165.
- Bernasconi, A., M. Gubsch, B. Hasspacher, R. Iseli, J. Stillhard. 2014. *Präzisierung Basis-Indikatoren Nachhaltigkeitskontrolle Wald*. Bern: Bundesamt für Umwelt BAFU.
- Biber, P. 1997. Analyse verschiedener Struktur Aspekte von Waldbeständen mit dem Wachstumssimulator SILVA 2. Vortrag auf der *Jahrestagung vom 12.-14. Mai*. Grünberg.
- Bigot, C., L. A. Dorren, F. Berger. 2009. Quantifying the protective function of a forest against rockfall for past, present and future scenarios using two modelling approaches. *Natural Hazards* 49/1: 99-111.
- Blatter, C., O. Thees, R. Lemm. 2015. Ein Vergleich von Waldwachstums-Simulatoren mittels Analytic Hierarchy Process hinsichtlich Funktionalität und Softwarestruktur. *Allg. Forst- Jagdztg.* 186/1/2: 14-31.
- Blatter, C., R. Lemm, O. Thees. 2016. Evaluation of Growth Simulators for Forest Management in Terms of Functionality and Software Structure Using AHP. In: *Applications and Theory of Analytic Hierarchy Process - Decision Making for Strategic Decisions*. Herausgegeben von F. De Felice, A. Petrillo, T. L. Saaty. Rijeka: InTech. 219-245.
- Blatter, C., R. Lemm, O. Thees, M. J. Lexer, M. Hanewinkel. 2017. Management of ecosystem services in mountain forests: Review of indicators and value functions for model based multi-criteria decision analysis. *Ecological Indicators* 79: 391-409.
- Bollmann, K., V. Braunisch. 2013. To integrate or to segregate: balancing commodity production and biodiversity conservation in European forests. In: *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity*. Herausgegeben von D. Kraus, F. Krumm. European Forest Institute EFI. 18-31.

- Brainard, J., I. Bateman, A. Lovett. 2001. Modelling demand for recreation in English woodlands. *Forestry* 74/5: 423-438.
- Brändli, U. B. (Hrsg.) 2010. *Schweizerisches Landesforstinventar. Ergebnisse der dritten Erhebung 2004-2006*. Birmensdorf, Bern: Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, WSL, Bundesamt für Umwelt, BAFU.
- Brändli, U. B., A. Herold. 2001. Protection against Natural Hazards. In: *Swiss National Forest Inventory: Methods and Models of the Second Assessment*. Herausgegeben von P. Brassel, H. Lischke. Birmensdorf: Swiss Federal Research Institute WSL. 231-253.
- Brang, P. et al. 2002. Developing indicators for the sustainable management of mountain forests using a modelling approach. *Forest Policy and Economics* 4/2: 113-123.
- Briner, S., R. Huber, P. Bebi, C. Elkin, D. R. Schmatz, A. Grêt-Regamey. 2013. Trade-Offs between Ecosystem Services in a Mountain Region. *Ecology and Society* 18/3.
- Brown, T. C., T. C. Daniel. 1986. Predicting scenic beauty of timber stands. *Forest Science* 32/2: 471-487.
- Bugmann, H., T. Cordonnier, H. Truhetz, M. J. Lexer. 2016. Impacts of business-as-usual management on ecosystem services in European mountain ranges under climate change. *Regional Environmental Change*: 1-14.
- Bütler, R., T. Lachat, L. Larrieu, Y. Paillet. 2013. Habitat trees: key elements for forest biodiversity. In: *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity*. Herausgegeben von D. Kraus, F. Krumm. European Forest Institute EFI. 84-91.
- Carpentier, S., E. Filotas, I. T. Handa, C. Messier. 2016. Trade-offs between timber production, carbon stocking and habitat quality when managing woodlots for multiple ecosystem services. *Environmental Conservation*: 1-10.
- Christen, M., J. Kowalski, P. Bartelt. 2010. RAMMS: Numerical simulation of dense snow avalanches in three-dimensional terrain. *Cold Regions Science and Technology* 63/1-2: 1-14.
- Christen, M. et al. 2012. Integrall hazard management using a unified software environment. Numerical simulation tool "RAMMS" for gravitational natural hazards. Vortrag auf der *12th Congress INTERPRAEVENT*. Grenoble.
- Clark, P. J., F. C. Evans. 1954. Distance to Nearest Neighbor as a Measure of Spatial Relationships in Populations. *Ecology* 35/4: 445-453.
- Cordonnier, T., F. Berger, C. Elkin, T. Låmas, M. Martinez. 2013. *ARANGE Deliverable D2.2 - Models and linker functions (indicators) for ecosystem services*.
- Côté, P., R. Tittler, C. Messier, D. D. Kneeshaw, A. Fall, M. J. Fortin. 2010. Comparing different forest zoning options for landscape-scale management of the boreal forest: Possible benefits of the TRIAD. *Forest Ecology and Management* 259/3: 418-427.
- Daniel, W., H. Sterba. 1980. Zur Ansprache der Bestandesdichte. *Allgemeine Forstzeitung* 91: 155-157.
- Demetriou, D. 2014. *The Development of an Integrated Planning and Decision Support System (IPDSS) for Land Consolidation*. Springer Theses, Recognizing Outstanding Ph.D. Research. Cham : Springer International Publishing.
- Diaz-Balteiro, L., C. Romero. 2008. Making forestry decisions with multiple criteria: A review and an assessment. *Forest Ecology and Management* 255/8-9: 3222-3241.
- Diaz-Balteiro, L., R. Alonso, M. Martínez-Jauregui, M. Pardos. 2017. Selecting the best forest management alternative by aggregating ecosystem services indicators over time: A case study in central Spain. *Ecological Indicators* 72/Supplement C: 322-329.
- Díaz, S. et al. 2015. The IPBES Conceptual Framework — connecting nature and people. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 14: 1-16.
- Dieter, M. 2001. Land expectation values for spruce and beech calculated with Monte Carlo modelling techniques. *Forest Policy and Economics* 2/2: 157-166.
- Dorren, L. et al. 2015. Das neue NaiS-Andforderungsprofil Steinschlag. *Schweiz. Z. Forstwes.* 166/1: 16-23.
- Dorren, L. K. A., F. Berger, U. S. Putters. 2006. Real-size experiments and 3-D simulation of rockfall on forested and non-forested slopes. *Natural Hazards and Earth System Sciences* 6/1: 145-153.

- Duncker, P. S. et al. 2012a. Classification of Forest Management Approaches: A New Conceptual Framework and Its Applicability to European Forestry. *Ecology and Society* 17/4.
- Duncker, P. S. et al. 2012b. How forest management affects ecosystem services, including timber production and economic return: Synergies and trade-offs. *Ecology and Society* 17/4.
- Dupire, S. et al. 2016. Novel quantitative indicators to characterize the protective effect of mountain forests against rockfall. *Ecological Indicators* 67: 98-107.
- Edwards, D. M. et al. 2010a. *Public Preferences for Silvicultural Attributes of European Forests, EFORWOOD Deliverable D2.3.3.*
- Edwards, D. M. et al. 2010b. *Assessment of the Recreational Value of European Forest Management Alternatives, EFORWOOD Deliverable D2.3.6.*
- Edwards, D. M. et al. 2012a. Public preferences for structural attributes of forests: Towards a pan-European perspective. *Forest Policy and Economics* 19: 12-19.
- Edwards, D. M. et al. 2012b. Public preferences across Europe for different forest stand types as sites for recreation. *Ecology and Society* 17/1.
- Eisenführ, F., M. Weber, T. Langer. 2010. *Rational decision making*. Berlin : Springer.
- Elkin, C. et al. 2013. A 2 °C warmer world is not safe for ecosystem services in the European Alps. *Global Change Biology* 19/6: 1827-1840.
- Englin, J., R. Mendelsohn. 1991. A hedonic travel cost analysis for valuation of multiple components of site quality: The recreation value of forest management. *Journal of Environmental Economics and Management* 21/3: 275-290.
- Feistl, T., P. Bebi, L. Dreier, M. Hanewinkel, P. Bartelt. 2014a. Quantification of basal friction for technical and silvicultural glide-snow avalanche mitigation measures. *Natural Hazards and Earth System Sciences* 14/11: 2921-2931.
- Feistl, T., P. Bebi, M. Christen, S. Margreth, L. Diefenbach, P. Bartelt. 2015. Forest damage and snow avalanche flow regime. *Natural Hazards and Earth System Sciences* 15/6: 1275-1288.
- Feistl, T. et al. 2014b. Observations and modeling of the braking effect of forests on small and medium avalanches. *Journal of Glaciology* 60/219: 124-138.
- Frehner, M., B. Wasser, R. Schwitter. 2005. *Nachhaltigkeit und Erfolgskontrolle im Schutzwald. Wegleitung für Pflegemassnahmen in Wäldern mit Schutzfunktion*. Bern: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.
- Frehner, M., B. Wasser, R. Schwitter. 2007. *Sustainability and success monitoring in protection forests. Guidelines for managing forests with protective functions*. Environmental Studies no. 27/07. Bern: Federal Office for the Environment FOEN.
- Frutig, F., O. Thees, R. Lemm, F. Kostadinov. 2009. Holzernteproduktivitätsmodelle HeProMo - Kenzeption, Realisierung, Nutzung und Weiterentwicklung. In: *Management zukunftsfähige Waldnutzung. Grundlagen, Methoden und Instrumente*. Herausgegeben von O. Thees, R. Lemm. Birmensdorf, Eidg. Forschungsanstalt WSL: vdf Hochschulverlag. 441-466.
- Fürstenau, C. et al. 2007. Multiple-use forest management in consideration of climate change and the interests of stakeholder groups. *European Journal of Forest Research* 126/2: 225-239.
- Gauquelin, X., B. Courbaud. (Hrsg.) 2006. *Guide des sylvicultures de montagne : Alpes du Nord Françaises*. Saint-Martin-d'Hères : Cemagref de Grenoble.
- Hanewinkel, M., S. Hummel, A. Albrecht. 2011. Assessing natural hazards in forestry for risk management: A review. *European Journal of Forest Research* 130/3: 329-351.
- Hanewinkel, M., F. Frutig, R. Lemm. 2014. Economic performance of uneven-aged forests analysed with annuities. *Forestry* 87/1: 49-60.
- Hanewinkel, M., D. A. Cullmann, M.-J. Schelhaas, G.-J. Nabuurs, N. E. Zimmermann. 2013. Climate change may cause severe loss in the economic value of European forest land. *Nature Clim. Change* 3/3: 203-207.
- Hansen, J., J. Nagel. 2014. *Waldwachstumskundliche Softwaresysteme auf Basis von TreeGrOSS - Anwendung und theoretische Grundlagen*. Beiträge aus der NW-FVA, Band 11. Universitätsverlag Göttingen.
- Hegetschweiler, K. T., C. Plum, C. Fischer, U.-B. Brändli, C. Ginzler, M. Hunziker. 2017. Towards a comprehensive social and natural scientific forest-recreation monitoring instrument—A prototypical approach. *Landscape and Urban Planning* 167: 84-97.
- Herrmann, S., T. Kahl, J. Bauhus. 2015. Decomposition dynamics of coarse woody debris of three important central European tree species. *Forest Ecosystems* 2/1: 1-14.

- Hill, G. et al. 2003. *Forests's Role in Tourism: Phase 2. Final report for the Forestry Commission* The Macaulay Institute.
- Hill, G. W., P. R. Courtney. 2006. Demand analysis projections for recreational visits to countryside woodlands in Great Britain. *Forestry* 79/2: 185-200.
- Holm, S., R. Lemm, V. Erni. 2012. Handbuch Sortimentsimulator "SorSim" Version 2.0. Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL 43 S.
- Hui, G., X. Zhao, Z. Zhao, K. von Gadow. 2011. Evaluating tree species spatial diversity based on neighborhood relationships. *Forest Science* 57/4: 292-300.
- IPCC. 2006. *Guidlines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4. Agriculture, Forestry and Other Land Use*. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>.
- Irauschek, F., W. Rammer, M. J. Lexer. 2015. Can current management maintain forest landscape multifunctionality in the Eastern Alps in Austria under climate change? *Regional Environmental Change*: 1-16.
- Irauschek, F., W. Rammer, M. J. Lexer. 2017. Evaluating multifunctionality and adaptive capacity of mountain forest management alternatives under climate change in the Eastern Alps. *European Journal of Forest Research*: 1-19.
- Jancke, O., L. K. A. Dorren, F. Berger, M. Fuhr, M. Köhl. 2009. Implications of coppice stand characteristics on the rockfall protection function. *Forest Ecology and Management* 259/1: 124-131.
- Jones, A., I. Bateman, J. Wright. 2003. *Estimating arrival numbers and values for informal recreational use of British woodlands. Final report to the Forestry Commission*. School of Environmental Sciences University of East Anglia.
- Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos* 113/2: 363-375.
- Jost, L. 2007. Partitioning diversity into independent alpha and beta components. *Ecology* 88/10: 2427-2439.
- Kajdiž, P., J. Diaci, J. Rebernik. 2015. Modelling facilitates silvicultural decision-making for improving the mitigating effect of beech (*Fagus sylvatica* L.) dominated alpine forest against rockfall. *Forests* 6/6: 2178-2198.
- Kangas, J., A. Kangas. 2005. Multiple criteria decision support in forest management—the approach, methods applied, and experiences gained. *Forest Ecology and Management* 207/1–2: 133-143.
- Kanton Aargau. 2016. Richtlinie für die Revision der Betriebspläne. Aarau: Kanton Aargau, Departement Bau, Verkehr und Umwelt, Abteilung Wald 28.
- Klemperer, W. D. 1996. *Forest resource economics and finance*. McGraw-Hill series in forest resources. New York: McGraw-Hill.
- Köchli, D. A., P. Brang. 2005. Simulating effects of forest management on selected public forest goods and services: A case study. *Forest Ecology and Management* 209/1-2: 57-68.
- Lachat, T. et al. 2014. Totholz im Wald. Entstehung, Bedeutung und Förderung. *Merkbl. Prax.* 52: 12.
- Lafond, V., T. Cordonnier, B. Courbaud. 2015. Reconciling Biodiversity Conservation and Timber Production in Mixed Uneven-Aged Mountain Forests: Identification of Ecological Intensification Pathways. *Environmental Management* 56/5: 1118-1133.
- Leine, R. I., A. Schweizer, M. Christen, J. Glover, P. Bartelt, W. Gerber. 2014. Simulation of rockfall trajectories with consideration of rock shape. *Multibody System Dynamics* 32/2: 241-271.
- Lemm, R., S. Holm, O. Thees. 2013. Better decisions in forest management with the SorSim bucking simulator. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 164/10: 301-309.
- Lexer M. J., W. Lexer, H. Hasenauer. 2000. The use of forest models for biodiversity assessments at the stand level. *Invest. Agr. /1*: 297-316.
- Lexer, V. M. J. 2000. Ein multi-attributives Nutzenmodell zur Unterstützung der waldbaulichen Entscheidungsfindung dargestellt am Beispiel sekundärer Fichtenwälder (A multi-attribute utility model for silvicultural decision-making in secondary Norway spruce forests). *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 119/6: 377-394.
- Mäkelä, A. et al. 2012. Using stand-scale forest models for estimating indicators of sustainable forest management. *Forest Ecology and Management* 285: 164-178.
- Maroschek, M., W. Rammer, M. J. Lexer. 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.

- McElhinny, C., P. Gibbons, C. Brack. 2006. An objective and quantitative methodology for constructing an index of stand structural complexity. *Forest Ecology and Management* 235/1-3: 54-71.
- McElhinny, C., P. Gibbons, C. Brack, J. Bauhus. 2005. Forest and woodland stand structural complexity: Its definition and measurement. *Forest Ecology and Management* 218/1-3: 1-24.
- McRoberts, R. E., S. Winter, G. Chirici, E. la Point. 2012. Assessing forest naturalness. *Forest Science* 58/3: 294-309.
- Mendoza, G. A., R. Prabhu. 2003. Qualitative multi-criteria approaches to assessing indicators of sustainable forest resource management. *Forest Ecology and Management* 174/1-3: 329-343.
- Mendoza, G. A., H. Martins. 2006. Multi-criteria decision analysis in natural resource management: A critical review of methods and new modelling paradigms. *Forest Ecology and Management* 230/1-3: 1-22.
- Messier, C. et al. 2009. TRIAD zoning in Quebec: Experiences and results after 5 years. *Forestry Chronicle* 85/6: 885-896.
- Mina, M. et al. 2016. Future ecosystem services from European mountain forests under climate change. *Journal of Applied Ecology*.
- Möhring, B., U. Rüping. 2008. A concept for the calculation of financial losses when changing the forest management strategy. *Forest Policy and Economics* 10/3: 98-107.
- Möhring, B., U. Rüping, G. Leefken, M. Ziegeler. 2006. The annuity - A "missing link" of the forest economy? *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 177/2: 21-29.
- Moning, C., J. Müller. 2009. Critical forest age thresholds for the diversity of lichens, molluscs and birds in beech (*Fagus sylvatica* L.) dominated forests. *Ecological Indicators* 9/5: 922-932.
- Mori, A. S., S. Tatsumi, L. Gustafsson. 2017. Landscape properties affect biodiversity response to retention approaches in forestry. *Journal of Applied Ecology*: n/a-n/a.
- Motz, K., H. Sterba, A. Pommerening. 2010. Sampling measures of tree diversity. *Forest Ecology and Management* 260/11: 1985-1996.
- Müller-Using, S., N. Bartsch. 2009. Decay dynamic of coarse and fine woody debris of a beech (*Fagus sylvatica* L.) forest in Central Germany. *European Journal of Forest Research* 128/3: 287-296.
- Müller, J., R. Büttler. 2010. A review of habitat thresholds for dead wood: A baseline for management recommendations in European forests. *European Journal of Forest Research* 129/6: 981-992.
- Myllyviita, T., T. Hujala, A. Kangas, P. Leskinen. 2011. Decision Support in Assessing the Sustainable Use of Forests and Other Natural Resources - A Comparative Review. *The Open Forest Science Journal* 4: 24-41.
- Navarro, G. A. 2003. *On 189 years of confusing debates over the König-Faustmann formula*. Schriften aus dem Institut für Forstökonomie der Universität Freiburg. Remagen-Oberwinter: Verlag Dr. Kessel.
- Neumann, M., F. Starlinger. 2001. The significance of different indices for stand structure and diversity in forests. *Forest Ecology and Management* 145/1-2: 91-106.
- Niemeijer, D., R. S. de Groot. 2008. A conceptual framework for selecting environmental indicator sets. *Ecological Indicators* 8/1: 14-25.
- Olschewski, R. 2017. Bewertung von Ökosystemleistungen: eine Bestandsaufnahme. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 168/1: 3-13.
- Pardos, M., S. Pérez, R. Calama, R. Alonso, M. J. Lexer. 2016. Ecosystem service provision, management systems and climate change in Valsain forest, central Spain. *Regional Environmental Change*: 1-16.
- Parkes, D., G. Newell, D. Cheal. 2003. Assessing the quality of native vegetation: The 'habitat hectares' approach. *Ecological Management and Restoration* 4/SUPPL.: S29-S38.
- Pascual, U. et al. 2017. Valuing nature's contributions to people: the IPBES approach. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 26-27: 7-16.
- Perez-Garcia, J., B. Lippke, J. Comnick, C. Manriquez. 2005. An assessment of carbon pools, storage, and wood products market substitution using life-cycle analysis results. *Wood and Fiber Science* 37: 140-148.
- Petrillo, M. et al. 2016. Time since death and decay rate constants of Norway spruce and European larch deadwood in subalpine forests determined using dendrochronology and radiocarbon dating. *Biogeosciences* 13/5: 1537-1552.

- Pommerening, A. 2002. Approaches to quantifying forest structures. *Forestry* 75/3: 305-324.
- Pretzsch, H., J. Ďurský. 2001. Evaluierung von Waldwachstumssimulatoren auf Baum- und Bestandesebene. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 172/8-9: 146-150.
- Pukkala, T. 2014. Does biofuel harvesting and continuous cover management increase carbon sequestration? *Forest Policy and Economics* 43: 41-50.
- Pukkala, T., T. Nuutinen, J. Kangas. 1995. Integrating scenic and recreational amenities into numerical forest planning. *Landscape and Urban Planning* 32/3: 185-195.
- Pukkala, T., O. Laiho, E. Lähde. 2016. Continuous cover management reduces wind damage. *Forest Ecology and Management* 372: 120-127.
- Radtke, A., D. Toe, F. Berger, S. Zerbe, F. Bourrier. 2014. Managing coppice forests for rockfall protection: Lessons from modeling. *Annals of Forest Science* 71/4: 485-494.
- Rammer, W., M. Brauner, H. Ruprecht, M. J. Lexer. 2015. Evaluating the effects of forest management on rockfall protection and timber production at slope scale. *Scandinavian Journal of Forest Research*.
- Rammer, W., M. Brauner, L. K. A. Dorren, F. Berger, M. J. Lexer. 2010. Evaluation of a 3-D rockfall module within a forest patch model. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.* 10/4: 699-711.
- Ranius, T. et al. 2018. The effects of logging residue extraction for energy on ecosystem services and biodiversity: A synthesis. *Journal of Environmental Management* 209: 409-425.
- Rauscher, H. M., K. Reynolds, H. Vacik. 2005. Decision-support systems for forest management. *Computers and Electronics in Agriculture* 49/1: 1-5.
- Rauscher, H. M., F. T. Lloyd, D. L. Loftis, M. J. Twery. 2000. A practical decision-analysis process for forest ecosystem management. *Computers and Electronics in Agriculture* 27/1-3: 195-226.
- Reineke, L. H. 1933. Perfecting a stand density index for even-aged forests. *J. Agric. R.* 46/7: 627-638.
- Reyer, C. P. O., H. Bugmann, G. J. Nabuurs, M. Hanewinkel. 2015. Models for adaptive forest management. *Regional Environmental Change* 15/8: 1483-1487.
- Rigling, A., H. P. Schaffer. (Hrsg.) 2015. *Forest Report 2015. Condition and Use of Swiss Forests*. Federal Office for the Environment, Bern, Swiss Federal Institute WSL, Birmensdorf.
- Rock, J., F. W. Badeck, M. E. Harmon. 2008. Estimating decomposition rate constants for European tree species from literature sources. *European Journal of Forest Research* 127/4: 301-313.
- Rosset, C. et al. 2009. Potenziale und Verfügbarkeit des Schweizer Holzes - Funktionsweise und erste Anwendung der dynamischen Waldholzverfügbarkeitskarte WVK. In: *Management zukunftsfähige Waldnutzung. Grundlagen, Methoden und Instrumente*. Herausgegeben von O. Thees, R. Lemm. Birmensdorf, Eidg. Forschungsanstalt WSL: vdf Hochschulverlag. 157-190.
- Saaty, T. L., L. L. Vargas. 2012. *Models, methods, concepts & application of the analytic hierarchy process* Band 2. New York, Springer.
- Schall, P. et al. 2017. The impact of even-aged and uneven-aged forest management on regional biodiversity of multiple taxa in European beech forests. *Journal of Applied Ecology*.
- Schelhaas, M.-J. et al. 2015. Alternative forest management strategies to account for climate change-induced productivity and species suitability changes in Europe. *Regional Environmental Change* 15/8: 1581-1594.
- Schmid, S., E. Thürig, E. Kaufmann, H. Lischke, H. Bugmann. 2006. Effect of forest management on future carbon pools and fluxes: A model comparison. *Forest Ecology and Management* 237/1-3: 65-82.
- Schroeder, H., T. C. Daniel. 1981. Progress in predicting the perceived scenic beauty of forest landscapes. *Forest Science* 27/1: 71-80.
- Schulze, D. E., O. Frör, D. Hessenmöller. 2016. Externe ökologische Folgen von Flächenstillegungen im Wald. *AFZ-DerWald* /15: 24-26.
- Schwarzbauer, P., B. Martin. 2017. Auswirkungen von Nutzungsrestriktionen auf die Wertschöpfungskette Holz – Beispiel Österreich. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 168/1: 41-48.
- Schwenk, W. S., T. M. Donovan, W. S. Keeton, J. S. Nunery. 2012. Carbon storage, timber production, and biodiversity: Comparing ecosystem services with multi-criteria decision analysis. *Ecological Applications* 22/5: 1612-1627.
- Seidl, R., M. J. Schelhaas, W. Rammer, P. J. Verkerk. 2014. Increasing forest disturbances in Europe and their impact on carbon storage. *Nature Climate Change* 4/9: 806-810.

- Seidl, R., W. Rammer, D. Jäger, W. S. Currie, M. J. Lexer. 2007. Assessing trade-offs between carbon sequestration and timber production within a framework of multi-purpose forestry in Austria. *Forest Ecology and Management* 248/1-2: 64-79.
- Seidl, R. et al. 2013. Scaling issues in forest ecosystem management and how to address them with models. *European Journal of Forest Research* 132/5-6: 653-666.
- Seidl, R. et al. 2017. Forest disturbances under climate change. *Nature Clim. Change* 7: 395-402.
- Shannon, C. E., W. Weaver. 1949. *The mathematical theory of communication*. Urbana, Ill. : University of Illinois Press.
- Starck, C. 2010. *Schweizer Handelsgebräuche für Rohholz. First edition*. Zürich: Lignum, Holzwirtschaft Schweiz.
- Staudhammer, C. L., V. M. LeMay. 2001. Introduction and evaluation of possible indices of stand structural diversity. *Canadian Journal of Forest Research* 31/7: 1105-1115.
- Stoffel, M., A. Wehrli, R. Kühne, L. K. A. Dorren, S. Perret, H. Kienholz. 2006. Assessing the protective effect of mountain forests against rockfall using a 3D simulation model. *Forest Ecology and Management* 225/1-3: 113-122.
- Stokland, J. N., J. Siitonen, B. G. Jonsson. 2012. *Biodiversity in dead wood*. Biodiversity in Dead Wood.
- Taverna, R., P. Hofer, F. Werner, E. Kaufmann, E. Thürig. 2007. *CO<sub>2</sub>-Effekte der Schweizer Wald- und Holzwirtschaft: Szenarien zukünftiger Beiträge zum Klimaschutz*. Umwelt-Wissen Wald und Holz. Band 39/07. Bern: Bundesamt für Umwelt BAFU.
- Teich, M., J. T. Fischer, T. Feistl, P. Bebi, M. Christen, A. Grêt-Regamey. 2014. Computational snow avalanche simulation in forested terrain. *Natural Hazards and Earth System Sciences* 14/8: 2233-2248.
- Thees, O., V. Burg, M. Erni, G. Bowman, R. Lemm. 2017. *Biomassepotenziale der Schweiz für die energetische Nutzung, Schlussbericht SCCER Biosweet*.
- Tittler, R., É. Filotas, J. Kroese, C. Messier. 2015. Maximizing Conservation and Production with Intensive Forest Management: It's All About Location. *Environmental Management* 56/5: 1104-1117.
- Tyrväinen, L. 2001. Economic valuation of urban forest benefits in Finland. *Journal of Environmental Management* 62/1: 75-92.
- Tyrväinen, L., H. Väänänen. 1998. The economic value of urban forest amenities: An application of the contingent valuation method. *Landscape and Urban Planning* 43/1-3: 105-118.
- Tyrväinen, L., M. Buchecker, B. Degenhardt, D. Vuletic. 2009. Evaluationg the economic and social benefits of forest recreation and nature tourism. In: *European Forest Recreation and Tourism: A Handbook*. Herausgegeben von S. Bell, M. Simpson, L. Tyrväinen, T. Sievänen, U. Pröbstl. UK: Taylor and Francis. 35-63.
- Uhde, B., W. Andreas Hahn, V. C. Griess, T. Knoke. 2015. Hybrid MCDA Methods to Integrate Multiple Ecosystem Services in Forest Management Planning: A Critical Review. *Environmental Management*.
- Vacchiano, G., M. Maggioni, G. Perseghin, R. Motta. 2015. Effect of avalanche frequency on forest ecosystem services in a spruce–fir mountain forest. *Cold Regions Science and Technology* 115: 9-21.
- Vacik, H., B. Wolfslehner. 2004. Entwicklung eines Indikatorenkatalogs zur Evaluierung einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung auf betrieblicher Ebene. *Schweiz. Z. Forstwes.* 155/11: 476-486.
- Vanclay, J. K., J. P. Skovsgaard. 1997. *Evaluating forest growth models*. Ecological Modelling. Band 98.
- Vospernik, S., R. A. Monserud, H. Sterba. 2010. Do individual-tree growth models correctly represent height:diameter ratios of Norway spruce and Scots pine? *Forest Ecology and Management* 260/10: 1735-1753.
- Vospernik, S., R. A. Monserud, H. Sterba. 2015. Comparing individual-tree growth models using principles of stand growth for Norway spruce, Scots pine, and European beech. *Canadian Journal of Forest Research* 45/8: 1006-1018.
- Wehrli, A., L. K. A. Dorren, F. Berger, A. Zingg, W. Schönenberger, P. Brang. 2006. Modelling long-term effects of forest dynamics on the protective effect against rockfall. *Forest Snow and Landscape Research* 80/1: 57-76.

- Weiskittel, A. R., D. W. Hann, J. A. Kershaw, J. K. Vanclay. 2011. *Forest growth and yield modeling*. Chichester: Wiley-Blackwell.
- Werner, F., R. Taverna, P. Hofer, K. Richter. 2005. Carbon pool and substitution effects of an increased use of wood in buildings in Switzerland: first estimates. *Ann. For. Sci.* 62/8: 889-902.
- Wilkes-Allemann, J., M. Pütz, C. Hirschi, C. Fischer. 2015. Conflict situations and response strategies in urban forests in Switzerland. *Scandinavian Journal of Forest Research* 30/3: 204-216.
- Willis, K. G., G. D. Garrod. 1991. An individual travel-cost method of evaluating forest recreation. *Journal of Agricultural Economics* 42/1: 33-42.
- Winter, S. 2012. Forest naturalness assessment as a component of biodiversity monitoring and conservation management. *Forestry* 85/2: 291-304.
- Winter, S., T. Vrska, H. Begehold. 2013. Forest Naturalness as a key to forest biodiversity preservation. In: *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity*. Herausgegeben von D. Kraus, F. Krumm. European Forest Institute EFI. 52-63.
- Wolfslehner, B., R. Seidl. 2010. Harnessing ecosystem models and multi-criteria decision analysis for the support of forest management. *Environmental Management* 46/6: 850-861.
- Woltjer M., Rammer W., Brauner M., Seidl R., Mohren G. M. J., Lexer M. J. 2008. Coupling a 3D patch model and a rockfall module to assess rockfall protection in mountain forests. *Journal of Environmental Management* 87/3: 373-388.
- Wördehoff, R., H. Spellmann, J. Evers, J. Nagel. 2011. *Kohlenstoffstudie Forst und Holz Niedersachsen*. Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt. Herausgegeben von H. Spellmann, J. Evers, J. Nagel. Band Band 6. Göttingen : Universitätsverlag Göttingen.
- Zell, J. 2016. *SwissStandSim: A climate sensitive single tree stand simulator for Switzerland - within the Research Programme on Forests and Climate Change*.
- Zellweger, F., F. Morsdorf, R. S. Purves, V. Braunisch, K. Bollmann. 2014. Improved methods for measuring forest landscape structure: LiDAR complements field-based habitat assessment. *Biodiversity and Conservation* 23/2: 289-307.
- Zurbriggen, N., J. E. M. S. Nabel, M. Teich, P. Bebi, H. Lischke. 2014. Explicit avalanche-forest feedback simulations improve the performance of a coupled avalanche-forest model. *Ecological Complexity* 17: 56-66.