

Baumartenklassifizierung und naturschutzfachliche Bewertung von Wäldern mit Fernerkundungsdaten

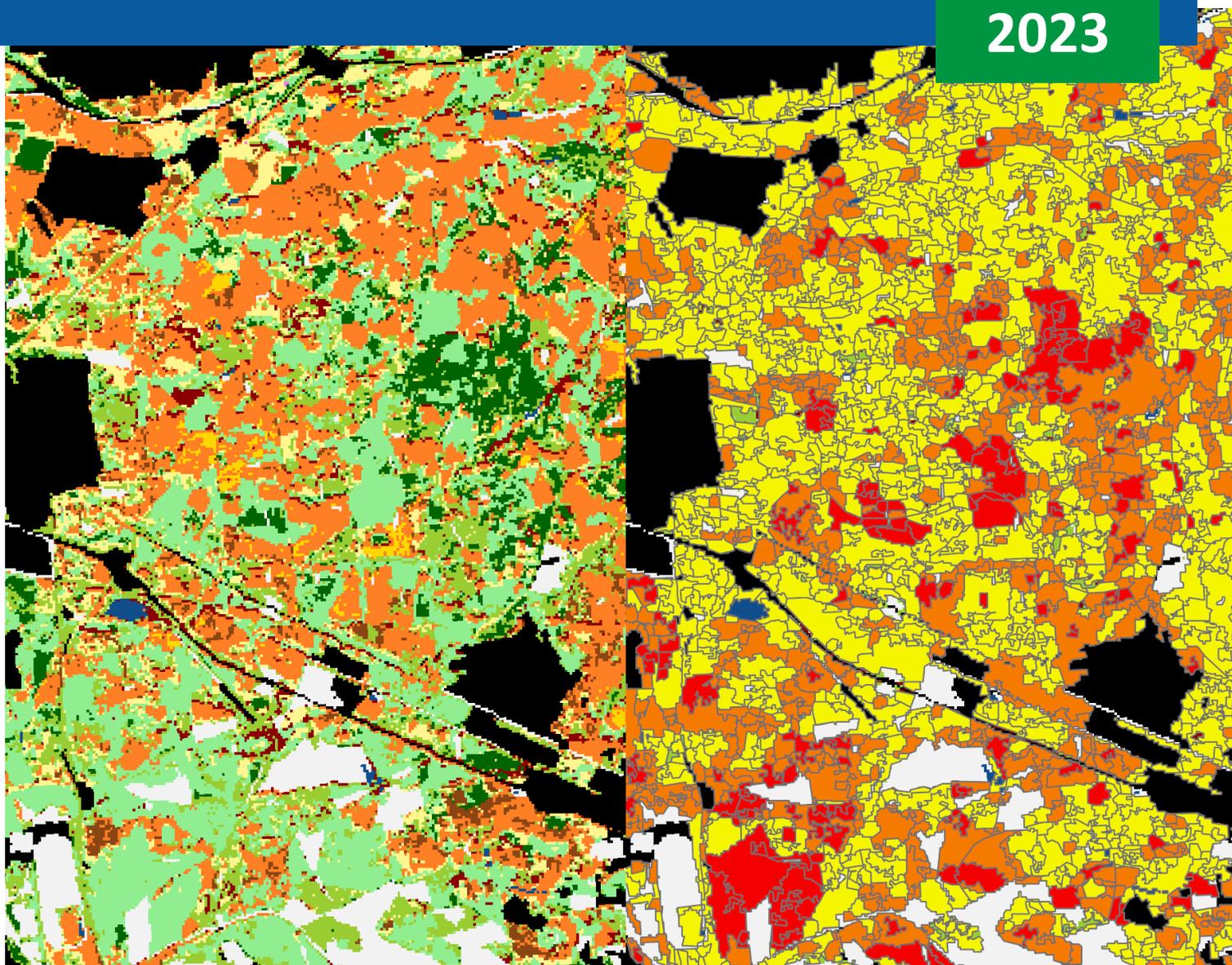
Entwicklung eines prototypischen Ansatzes

Sebastian Preidl und Ulrike Faude

BfN-Schriften

668

2023



**Baumartenklassifizierung und
naturschutzfachliche Bewertung von
Wäldern mit Fernerkundungsdaten
Entwicklung eines prototypischen Ansatzes**

**Sebastian Preidl
Ulrike Faude**



Bundesamt für
Naturschutz

Titelbild: Ergebniskarten der Baumartenermittlung und der Waldbewertung (S. Preidl und U.Faude)

Adresse der Autorin und des Autors:

Ulrike Faude IVL – Institut für Vegetationskunde und Landschaftsökologie
Georg-Eger-Str. 1b, 91334 Hemhofen
E-Mail: ulrike.faude@ivl-web.de

Sebastian Preidl Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH – UFZ
Permoserstraße 15, 04318 Leipzig
E-Mail: sebastian.preidl@ufz.de

Fachbetreuung im BfN:

Dr. Klaus Follner II 4.2 „Eingriffsregelung, Verkehrswegeplanung“

Gefördert durch das Bundesamt für Naturschutz (BfN) mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV) (FKZ: 3517 86 0800).

Zitiervorschlag:

Preidl, S., Faude, U. (2023): Baumartenklassifizierung und naturschutzfachliche Bewertung von Wäldern mit Fernerkundungsdaten: Entwicklung eines prototypischen Ansatzes. BfN-Schriften 668: 59 Seiten.

Diese Veröffentlichung wird aufgenommen in die Literaturlatenbank „DNL-online“ (www.dnl-online.de).
BfN-Schriften sind nicht im Buchhandel erhältlich. Eine pdf-Version dieser Ausgabe kann unter www.bfn.de/publikationen heruntergeladen werden.

Institutioneller Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz
Konstantinstr. 110
53179 Bonn
URL: www.bfn.de

Der institutionelle Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter. Die in den Beiträgen geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des institutionellen Herausgebers übereinstimmen.



Diese Schriftenreihe wird unter den Bedingungen der Creative Commons Lizenz Namensnennung – keine Bearbeitung 4.0 International (CC BY - ND 4.0) zur Verfügung gestellt (<https://creativecommons.org/licenses/by-nd/4.0/deed.de>).

Druck: Druckerei des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV)

Gedruckt auf 100% Altpapier

ISBN 978-3-89624-429-1

DOI 10.19217/skr668

Bonn 2023

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	5
Tabellenverzeichnis	6
Abkürzungsverzeichnis	6
Vorwort	7
Zusammenfassung	8
Summary	10
1 Einleitung	12
1.1 Merkmale naturschutzfachlich wertvoller Wälder	14
1.2 Zielstellung	16
2 Kurzbeschreibung der Fernerkundungsdatensätze	18
3 Baumartenklassifikation	20
3.1 Landschaftliche Großräume	21
3.2 Forsteinrichtung und Bundeswaldinventur	22
3.3 Aufbereitung der Forsteinrichtungsdaten	23
3.4 Der Klassifikationsansatz APiC	23
3.5 Regionalisierung und Anpassung der Trainingsdatensätze	25
4 Ermittlung naturschutzbezogener Kriterien	26
4.1 Natürlichkeit der Artenzusammensetzung	26
4.2 Waldalter bzw. Baumhöhen	26
4.3 Waldstrukturen	27
4.4 Totholz	27
4.5 Kleinräumige Sonderstandorte	27
4.6 Gefährdung	27
4.7 Zusammenfassung der ermittelten naturschutzbezogenen Kriterien	28
5 Bildung von Waldeinheiten	29
6 Bewertung naturschutzbezogener Kriterien	31
6.1 Anteil natürlich vorkommender Baumarten	32
6.2 Gewichtung nach Rote Liste-Status/Langfrist-Gefährdung	33
6.3 Oberflächenrauigkeit der Kronenschicht und mittlere Bestandshöhe	34
6.4 Wälder mit LRT-Charakter	34
7 Ergebnisse	36
7.1 Baumartenklassifikation	36
7.2 Waldeinheiten	41
7.3 Bewertungskriterien: Beziehung und Gewichtung	42
7.4 Flächen mit potenziellem LRT-Charakter	44
7.5 Darstellung der Ergebnisse	45

8	Diskussion	46
8.1	Baumartenklassifikation	46
8.2	Waldeinheiten als Bezugsfläche	48
8.3	Die pnV-Karte als Grundlage für die Natürlichkeit von Wäldern	49
8.4	Bewertungsschema	50
9	Fazit und Ausblick	52
	Literaturverzeichnis	54

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Verteilung der Forsteinrichtungsdaten, die für die Klassifikation der Baumarten zur Verfügung standen	21
Abb. 2:	Methodische Prozessabläufe innerhalb der Klassifikationsroutine APiC (aus Preidl et al. 2020)	24
Abb. 3:	Schematische Darstellung der Ableitung von Waldeinheiten.....	29
Abb. 4:	Schematische Darstellung der drei Kriterien zur naturschutzfachlichen Bewertung von Wäldern.....	31
Abb. 5:	Verteilung der Kompositzeiträume (schwarz-weiße Rechtecke) für die drei landschaftlichen Großräume	36
Abb. 6:	Klassifikationsergebnis für Deutschland mit den klassifizierten Klassen Kiefer, Lärche, Fichte, Douglasie, Laubholz, Eiche, Buche, Hainbuche, Erle, Weide. Die Klassen Stadt, Wasser und Landwirtschaft sind dem ATKIS Datensatz (© GeoBasis-DE / BKG 2015) entnommen worden.....	39
Abb. 7:	Veränderungen der Flächenanteile pro Baumarten bei Anpassung des Trainingsdatensatzes (4 Iterationen). Angegeben ist die Differenz zwischen dem prozentualen klassifizierten Flächenanteil und dem prozentualen BWI-Flächenanteil für Brandenburg, Rheinland-Pfalz und Baden-Württemberg.....	40
Abb. 8:	Auswirkung der Bezugsflächengröße (=Waldeinheiten) auf die Darstellung....	41
Abb. 9:	A-C zeigen die Beziehungen der drei Kriterien untereinander. D verdeutlicht das Verhältnis der mittleren Bestandshöhe und der Oberflächenrauigkeit der oberen Kronenschicht, welche zum Parameter „Struktur“ zusammengefasst werden.....	42
Abb. 10:	Auswirkungen von unterschiedlichen Gewichtungen der Kriterien auf das Darstellungsergebnis	43
Abb. 11:	Darstellung der Flächen mit potenziellem LRT-Charakter nach den Regeln von Kroihner et al. (2017), unterlegt mit den Naturschutzwertkategorien, wenn alle Kriterien gleichwertig in die Bewertung eingehen.	44

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Gewichtungsfaktoren für den Rote Liste-Status bzw. die Langfrist-Gefährdung	33
Tab. 2:	Prozentualer Anteil der Trainingsdaten an der Ergebnis-Validierung	37
Tab. 3:	Confusion Matrix für den Großraum nördliches Tiefland.....	37
Tab. 4:	Confusion Matrix für den Großraum zentrales Mittelgebirge.....	37
Tab. 5:	Confusion Matrix für den Großraum südliches Mittelgebirge	38

Abkürzungsverzeichnis

APiC	adaptable pixel-based compositing and classification
ATKIS	Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem
BMWK	Bundesministerium für Wirtschaft und Klimaschutz
BWI	Bundeswaldinventur
CORINE	Coordination of Information on the Environment
DGM	Geländemodellen
DOM	Oberflächenmodellen
FFH	Fauna-Flora-Habitat
LBM-DE	Landbedeckungsmodell für Deutschland
LiDAR	Light Detection and Ranging
LRT	Lebensraumtyp(en) nach Anhang I der FFH-Richtlinie
KHM	Kronenhöhenmodell
pnV	potentielle natürliche Vegetation Deutschlands
RF	random forest
rG	regionalen Langfrist-Gefährdung
RL-D	Rote Liste Deutschlands

Vorwort

Großräumige Planungen, wie die zum Ausbau des Stromnetzes in Deutschland, benötigen bundeseinheitliche Datengrundlagen. Eine solche fehlt u. a. zum naturschutzfachlichen Wert von Wäldern außerhalb von entsprechenden Schutzgebieten. Die sich ständig verbessernde Qualität und Verfügbarkeit von Fernerkundungsdaten sowie die Möglichkeiten diese in Hinblick auf bestimmte Themen auszuwerten, versprechen hier perspektivisch eine Lösung.

Es ist eine große Herausforderung auf der Grundlage von Fernerkundungsdaten Baumarten innerhalb heterogener Waldstrukturen zu erkennen. Im Zusammenspiel mit Methoden der künstlichen Intelligenz bedarf es hierzu u.a. einer großen Menge an Trainings- und Referenzdaten. Eine zusätzliche naturschutzfachliche Bewertung von Wäldern auf Grundlage einer Baumartenkarte erhöht den Komplexitätsgrad des angestrebten Projektziels erheblich.

Ziel des vom BfN initiierten zweijährigen Forschungs- und Entwicklungsvorhaben war es daher, einen prototypischen Ansatz zu entwickeln mit dem eine naturschutzfachliche Bewertung von Wäldern auf Bundesebene möglich ist. Dazu gehörte maßgeblich das Akquirieren von behördlichen Datensätzen und die Erstellung einer Klassifikationsroutine, mit der große Mengen an Satellitendaten analysiert werden können. Mit den erreichten Meilensteinen konnte der Entwurf einer bundesweiten naturschutzfachlichen Datengrundlage geschaffen werden. Die hier vorgestellten Ergebnisse sind jedoch nicht als abschließend zu betrachten. Vielmehr kann und sollte in einem Folgeprojekt auf den Ergebnissen aufgebaut werden, um eine Karte der naturschutzfachlichen Waldwerte als zuverlässige Planungsgrundlage für die Praxis anbieten zu können.

Gezeigt wurde, dass mit den entwickelten Methoden und Prozeduren eine regional differenzierte und jährlich aktualisierbare Baumartenerkennung durchgeführt werden kann. Deutlich wurde auch, dass die Treffgenauigkeit der Baumarten maßgeblich von der Verfügbarkeit von Trainingsdaten abhängt. In Bezug auf die naturschutzfachliche Bewertung eines Waldes an einem konkreten Ort konnte gezeigt werden, dass der vorgeschlagene Ansatz funktioniert, sofern die Baumartenzusammensetzung richtig ermittelt wurde. Eine plausible Bewertung von Wäldern mit Hilfe von Naturschutzkriterien war dort möglich, wo Trainingsdaten im erforderlichen Umfang zur Verfügung standen und zeigte Abweichungen, wo dies leider nicht gegeben war.

Die derzeit im Kartendienst vorgestellten kartographischen Ergebnisse sind deshalb als Diskussionsgrundlage gedacht. Das BfN und die beauftragten Forschenden weisen ausdrücklich darauf hin, dass die vorgelegten Darstellungen noch nicht die nötige Reife haben, um als Planungsgrundlage dienen zu können.

Das BfN bittet, jede festgestellt Abweichung als Aufforderung zu verstehen, den weiteren Forschungsprozess zu unterstützen und Trainingsdaten zur Verfügung zu stellen.

Sebastian Preidl und Ulrike Faude

Forschungsnehmer*innen

Klaus Follner

Fachbetreuer im Bundesamt für Naturschutz

Zusammenfassung

Beim Stromnetzausbau zeigt sich, dass für die Prüfung der Umweltverträglichkeit eine bundeseinheitliche Datenbasis zum Wald fehlt. Mit Ansätzen aus der Fernerkundung können flächendeckende und räumlich hochaufgelöste Informationen über den Wald gewonnen werden. In diesem Projekt stand daher die Entwicklung eines Klassifikationsansatzes zur Erkennung von Baumarten unter Verwendung von kostenfreien (Fernerkundungs-)Datensätzen im Vordergrund. Darauf aufbauend wurden die Natürlichkeit der Baumartenzusammensetzung, die Gefährdung von Baumarten und die Waldstruktur als wichtige naturschutzbezogene Kriterien für die Bewertung von Waldgebieten ermittelt.

Die bundesweite Baumartenklassifikation stützte sich auf die Spektralaufnahmen des Sentinel-2A-Satelliten und auf Waldinventurdaten (Forsteinrichtungskarten) einzelner Bundesländer. In Aufnahmen optischer Satellitensensoren verhindern häufig Wolken den Blick auf die Erdoberfläche und erschweren die multi-temporale Datenanalyse. Zur Lösung dieses Problems definiert der entwickelte datengetriebene Klassifikationsansatz APiC (adaptable pixel-based compositing and classification approach) Kompositzeiträume anhand der Anzahl wolkenfreier Pixelbeobachtungen. In einem Trainingsdatensatz werden die Spektralinformationen dieser einzelnen Waldpixel den entsprechenden Baumarten aus den Forsteinrichtungsdaten zugeordnet. Anzahl und zeitliche Anordnung der Kompositzeiträume entscheiden darüber, inwiefern sich saisonale Merkmale der Baumarten (Blattaustrieb, Laubverfärbung) im Trainingsdatensatz widerspiegeln. Auf die Generierung großflächiger Bildmosaiken als auch synthetischer Spektraldaten wird verzichtet. Stattdessen agiert APiC bei der pixelbasierten Vorhersage von Baumarten dynamisch, womit – entsprechend der Wolkenbedeckung – potentiell eine Vielzahl an Klassifikationsmodellen berechnet werden. Als Klassifikator kam der machine learning Algorithmus „random forest“ zum Einsatz. Um klimatische und bodenkundliche Gegebenheiten in Deutschland zu berücksichtigen, ist ein regionalisierter Klassifikationsansatz verfolgt worden. Damit sind für die Regionen „südliches Mittelgebirge“, „zentrales Mittelgebirge“ und „nördliches Tiefland“, mit einer Gesamtgenauigkeit von 76,6 %, die Baumarten Kiefer, Lärche, Fichte, Douglasie, Eiche, Buche, Hainbuche, Erle, Weide und die Mischklasse Laubholz klassifiziert worden.

Neben den Sentinel-2A-Daten sind zusätzlich LiDAR-Daten bzw. daraus abgeleitete Kronenhöhenmodelle (KHM) für die Erfassung der Waldstruktur verwendet worden. Innerhalb der Projektlaufzeit waren diese nur für die Bundesländer Nordrhein-Westfalen und Thüringen verfügbar.

Unter Verwendung der Kriterien i) Natürlichkeit der Baumartenzusammensetzung, ii) deren Gefährdungsgrad und iii) der Waldstruktur wurde eine naturschutzfachliche Bewertung von Wäldern realisiert. Hierzu wurde die bundesweite Waldfläche auf Grundlage der KHM und der Baumartenklassifizierung segmentiert und in Waldeinheiten untergliedert. Es wurde zudem untersucht, wie sich eine Veränderung der Mindestgröße der Waldeinheiten von 5000 m², 15000 m² bzw. 25000 m² auf die Berechnung und Darstellung des Naturschutzwertes auswirken.

Für die Bestimmung des Anteils natürlich vorkommender Baumarten innerhalb einer Waldeinheit wurden die klassifizierten Baumarten mit der potenziell natürlichen Vegetation (pnV) Deutschlands verglichen. Die räumlichen Informationen der pnV-Karte stellen die gedachte Vegetationsbedeckung Deutschlands in ihrer Reifephase so dar, wie sie unter den derzeitigen Klima- und Bodenbedingungen ohne den Einfluss des Menschen und unter Berücksichtigung der heimischen Flora sowie dem jeweiligen Standort vorherrschen würde. Die Waldstruktur wurde aus dem KHM mittels Berechnung der Oberflächenrauigkeit der Kronenschicht und der mittleren Bestandshöhe abgeleitet. Die Gefährdung von Waldtypen ist der

Roten Liste bzw. der Langfrist-Gefährdung entnommen und als Gewichtungsfaktor mit dem Anteil natürlich vorkommender Arten verrechnet worden. Nadelholzflächen, die vermeintlich stark forstwirtschaftlich genutzt werden, sind negativ in die naturschutzfachliche Bewertung eingeflossen.

In künftigen Studien ließe sich mit einer breiteren räumlichen Verteilung zusätzlicher Forsteinrichtungskarten das Klassifikationsverfahren stärker regionalisieren und die Güte der Baumartenbestimmung weiter verbessern. Um die Klassifikationsgenauigkeit auch für die weniger dominanten Baumarten zu erhöhen, wären zudem räumlich explizite Standortangaben in den Inventurdaten hilfreich. Es hat sich gezeigt, dass die Abschätzung der naturschutzfachlichen Wertigkeit maßgeblich von der Natürlichkeit der klassifizierten Baumarten abhängt. Mit einer robusten Ableitung zusätzlicher Nebenbaumarten könnten weitere Waldtypen identifiziert werden und zu einer verbesserten naturschutzfachlichen Bewertung von Waldgebieten beitragen. Weiterhin bleibt zu prüfen, inwiefern weitere wichtige naturschutzfachliche Aspekte, wie z. B. eine Quantifizierung des Totholz-Vorkommens, als Kriterium in das bestehende Bewertungsschema einbezogen werden können.

Die Ergebniskarten zum derzeitigen Stand der Baumartenklassifizierung und naturschutzfachlichen Bewertung können unter folgendem Link eingesehen werden:

www.ufz.de/land-cover-classification/forest

Es sei darauf hingewiesen, dass die hier gezeigte Karte auf Grundlage neuester Forschungsergebnisse aktualisiert wird. Die in diesem Bericht genannten Klassifikationsgenauigkeiten sind daher nicht mit den Karten des Webdienstes vergleichbar.

Summary

A nationwide, detailed and spatially explicit database on forests is needed for nature conservation assessments of large-scale infrastructure projects such as the expansion of the German electricity grid. Remote sensing allows the derivation of area-wide and spatially high-resolution forest information. This project therefore focused on the development of a classification approach for identifying tree species using free (remote sensing) datasets. Based on this, the naturalness of tree species composition, the endangerment of tree species and forest structure were determined as important criteria to assess forests from a nature conservation perspective.

The nationwide classification of tree species was based on the spectral images of the Sentinel-2A-satellite and on freely available forest inventory data provided by federal states. In images taken by optical satellite sensors, clouds often prevent the view of the Earth's surface and make multi-temporal data analysis more difficult. To overcome this problem, the developed „adaptable pixel-based compositing and classification approach“ (APiC) defines composite periods based on the availability of cloud-free pixel observations. The spectral information of these forest pixels is compiled in a training dataset and assigned to the corresponding tree species given by the forest inventory data. The number and temporal distribution of the composite periods determine how well the seasonal characteristics of the tree species (leaf emergence, foliage discolouration) are reflected in the training dataset. The generation of cloud-free image mosaics as well as synthetic spectral data is not intended in this approach. Instead, APiC follows a dynamic pixel-based prediction of tree species, which means that - according to cloud cover - a large number of classification models may have to be calculated. The machine learning algorithm „random forest“ was used as a classifier. In order to take into account the different climatic and soil conditions across Germany, a regionalised classification approach was applied. This has succeeded in classifying the tree species pine, larch, spruce, Douglas fir, oak, beech, hornbeam, alder, willow and the mixed class deciduous forest for the landscape regions „South-Uplands“, „Central-Uplands“ and „North-Lowlands“ with an overall accuracy of 76.6 %.

Canopy height models (CHM) were computed from LiDAR data and used to derive metrics related to forest structure. Within the project period, digital elevation and terrain models were only available for the federal states of North Rhine-Westphalia and Thuringia.

Using the criteria i) naturalness of the tree species composition, ii) their degree of endangerment and iii) forest structure, a nature conservation assessment of forests has been realised. The evaluation relates to forest units that were obtained through a segmentation process based on the CHM and the classified tree species map. It was investigated how different minimum sizes of forest units (5000 m², 15000 m² or 25000 m²) affect the calculated nature conservation value and its map representation.

To determine the proportion of naturally occurring tree species within a forest unit, the classified tree species were compared with a dataset on the potential natural vegetation (pnV) of Germany. The spatial information of the pnV map represents the conceived vegetation cover of Germany in its mature phase as it would prevail without human intervention under the current climate and soil conditions and native flora. The forest structure was derived from the CHM by calculating the surface roughness of the canopy layer and the mean stand height. The endangerment of forest types has been taken from the Red List and accounted with the proportion of naturally occurring species as a weighting factor. Coniferous areas that are supposedly heavily used for forestry have been negatively included in the nature conservation assessment.

In future studies, a broader spatial distribution of additional forest inventory data would allow a more regionalized classification procedure, which is expected to improve the performance of tree species identification. To increase the classification accuracy for the less dominant tree species, spatially explicit site information in the inventory data are needed. It has been shown that the conservation value estimated here depends significantly on the naturalness of the classified tree species. With a robust derivation of additional secondary tree species, further forest types could be identified and contribute to an improved nature conservation assessment of forest areas. Furthermore, it remains to be examined to what extent other important nature conservation aspects, such as a quantification of the deadwood amount, can be included in the existing assessment scheme.

The present state of the Germany-wide maps on the classified main tree species and the derived nature conservation value of forests can be viewed at:

www.ufz.de/land-cover-classification/forest

Please note that the map shown here is updated based on the latest research results. Therefore, the classification accuracy mentioned in this report cannot be compared to the maps of the web service.

1 Einleitung

Die Erfahrungen aus den bisherigen Planungen zum Stromnetzausbau zeigen, dass die bundesweite Datenbasis für die Indikatoren der Umweltprüfungen lückenhaft ist. So fehlen bundesweite Karten, mit denen die Baumarten-Zusammensetzung von Waldflächen beschrieben werden. In amtlichen Informationssystemen (z.B. ATKIS) werden Wälder lediglich in die Kategorien „Laubwald“, „Nadelwald“ und „Mischwald“ unterteilt. Informationen über die Verbreitung von Baumarten sind jedoch notwendig, um Rückschlüsse über den naturschutzfachlichen Wert betroffener Wälder ableiten zu können. Damit ließen sich bereits auf vorgelagerten Planungsebenen etwaige Konflikte frühzeitig erkennen und vermeiden.

Die satellitengestützte Fernerkundung bietet die Möglichkeit, Wälder und andere Landbedeckungsformen kontinuierlich und flächendeckend zu beobachten und in hoher zeitlicher und räumlicher Auflösung abzubilden. Mit neuen Entwicklungen in der Sensortechnik und der Datenanalyse lassen sich Produkte höherer thematischer Tiefe als bisher erzeugen und Vegetationslandschaften auf der Ebene der Pflanzenarten differenzierter darstellen.

Der Stromnetzausbau besteht aus baulichen Großvorhaben, denen für das Gelingen der Energiewende eine wesentliche Rolle zukommt. Bis 2022 wird auch das letzte deutsche Kernkraftwerk stillgelegt sein, das letzte Braunkohlekraftwerk folgt voraussichtlich im Jahre 2038. Stattdessen soll in Zukunft die komplette Stromversorgung auf regenerativen Energieträgern basieren. Eine der wichtigsten erneuerbaren Energien, die Windenergie, wird vorrangig von Windkraftanlagen in Nord- und Ostdeutschland produziert und muss zu den großen Industriebetrieben im Süden und Westen transportiert werden. Grundvoraussetzung dafür ist eine Optimierung, Verstärkung bzw. ein Neubau von Stromleitungen des Übertragungsnetzes mit einer Länge von über 7.500 km. Im Netzentwicklungsplan wird dabei ein besonderer Fokus auf die Höchstspannungs-Gleichstrom-Übertragungsleitungen, die sogenannten Stromautobahnen, gelegt (BMWK).

Thematisch detaillierte und räumlich hochaufgelöste Fernerkundungsprodukte, z. B. zur Landnutzung, können maßgeblich die Prüfung der Umweltverträglichkeit solcher und anderer großer Bauprojekte unterstützen. Auf politischer Ebene kann ein nationales Vegetations- bzw. Waldmonitoring für die Handlungsfelder biologische Vielfalt, Landwirtschaft, Forstwirtschaft und Boden der „deutschen Anpassungsstrategie an den Klimawandel“ und des „Aktionsplan Anpassung“ Beiträge leisten. Ferner können solche Informationen auf Arten- bzw. Gattungsebene in wissenschaftliche Modellierungen genauso wie in Anwendungen von Bundesforschungsinstituten, Landesämtern und forstlichen Versuchsanstalten integriert werden. Damit wären regionale Unterschiede bei den Auswirkungen des Klimawandels leichter zu identifizieren und in sektorenübergreifende Vulnerabilitätsanalysen zu integrieren, um die Folgen des Klimawandels zu mindern bzw. die Anpassungsfähigkeit natürlicher, ökonomischer und gesellschaftlicher Systeme zu erhalten oder zu steigern (Buth et al. 2015). Vor dem Hintergrund der Trockenperiode, die zwischen den Jahren 2018 und 2020 in vielen Regionen Deutschlands die Fichte schädigte und unter Beteiligung des Borkenkäfers nicht selten absterben ließ sowie die Vitalität der eigentlich konkurrenzstarken Buche einschränkte, erscheinen diese Maßnahmen dringender denn je. Schließlich bildet die Waldbewirtschaftung die Basis für die gesamte Holzwirtschaft und Papierindustrie. Außerdem fungiert der Wald, der die Fläche Deutschlands zu einem Drittel bedeckt, als wichtige Kohlenstoffsенке, dient den Menschen als Ort der Erholung, reinigt die Luft, produziert lebenswichtigen Sauerstoff und bietet nicht zuletzt zahlreichen Tier- und Pflanzenarten einen Lebensraum.

Die Bundeswaldinventur (BWI) liefert Informationen zum Zustand und zur Entwicklung des Waldes. Auf Grundlage ihrer Ergebnisse werden im Bereich der biologischen Vielfalt und des

Klimaschutzes sowie zum Thema „Rohstoff Holz“ politische wie forstwirtschaftliche Entscheidungen getroffen. Bei der BWI handelt es sich um eine Stichprobeninventur, die aufgrund des hohen Kosten- und Zeitaufwands durchschnittlich alle 10 Jahre durchgeführt wird, womit sich der Waldzustand nur näherungsweise ermitteln lässt. Auch zur Artenzusammensetzung kann die BWI nur bedingt Aussagen treffen. Für eine bundesweit flächendeckende naturschutzfachliche Waldbewertung stellt sie also keine Grundlage bereit.

Mit einem satellitengestützten Monitoring kann zwar nicht jeder Inventurparameter einer BWI erfasst werden, es ermöglicht aber im Unterschied dazu mehrmals im Jahr flächendeckende Spektralaufnahmen. Auf der einen Seite lassen sich damit Waldvitalität oder direkte Folgen von großflächigen Waldschadensereignissen, die von Wind, Dürre, Schädlingsbefall oder Feuer verursacht worden sind, erkennen. Auf der anderen Seite sind in den letzten Jahren auch Fortschritte im Bereich der fernerkundlichen Baumartenerkennung erzielt worden. Zwar liefert die CORINE (Coordination of Information on the Environment) Klassifikation bereits für die Jahre 1990, 2000, 2006, 2012 und 2018 europaweite Landbedeckungsinformationen, unterscheidet aber, ab einer Mindestkartiereinheit von 25 ha, lediglich zwischen wenigen Formen landwirtschaftlich genutzter Flächen und zwischen Laub-, Nadel- sowie Mischwäldern. Das digitale Landbedeckungsmodell für Deutschland (LBM-DE) stellt ähnliche Landwirtschafts- und Waldklassen bei einer kleineren Mindestkartiereinheit von 1 ha dar.

Neuere Studien belegen jedoch, dass sich mit aktuellen, räumlich hochaufgelösten, multitemporalen und multisaisonalen Satellitendaten, wie die des europäischen Weltraumagenturprogramms Copernicus, unterschiedliche landwirtschaftliche Kulturen auf nationaler Ebene klassifizieren lassen (Preidl et al. 2020, Griffith et al. 2019). Ebenso können Waldgebiete mit neueren multispektralen Satellitendaten artspezifisch und im Vergleich zu CORINE wesentlich detaillierter abgebildet werden, wie Studien für Rheinland-Pfalz (Stoffels et al. 2015) und für Gebiete in Österreich (Immitzer 2012), sowie Vorhaben des Bundesamtes für Naturschutz (Preidl et al. 2016) und des Umweltbundesamtes (Zeug et al. 2019) gezeigt haben. Häufig werden auch sehr hochauflösende flugzeuggestützte Hyperspektraldaten (Modzelewska et al. 2020, Dalponte et al., 2014, Preidl et al. 2016), zuweilen in Kombination mit LiDAR Daten (Trier et al., 2018, Ghosh et al., 2014, Dalponte et al., 2012), für die Identifikation von Baumarten verwendet. Aufgrund ihres Potenzials, biochemische Eigenschaften auf Blattebene sowie die Struktur der Baumkronen differenzierter abzubilden, eignen sich diese Sensoren bei entsprechender räumlicher Auflösung auch für die Bestimmung von Einzelbäumen. Flugzeuggestützte Kampagnen sind jedoch kosten- und zeitintensiv und werden daher meist nur für lokale Studien durchgeführt.

Letztlich haben die meisten der entwickelten Ansätze zur Klassifizierung von Baumarten gemein, dass sie darauf beschränkt sind, das Potenzial eines Sensortyps oder Algorithmus in einem vergleichsweise kleinen Gebiet mit gleichartigen ökologischen Bedingungen zu testen (Fassnacht et al. 2016). Häufig werden unter diesen Voraussetzungen gute Klassifikationsergebnisse erzielt, insbesondere wenn ein sogenannter überwachter Klassifikationsalgorithmus mittels vor Ort erhobener Referenzdaten (Informationen zur Artzusammensetzung können z. B. aus Waldinventuren entnommen werden) trainiert wird. Die Übertragung eines solchen trainierten Klassifikationsmodells auf Waldgebiete, in denen andere Wachstumsbedingungen vorherrschen, führt meist zu größeren Unsicherheiten bei der Bestimmung der Baumart.

Die Recherche zeigt, dass zur Lösung von Klassifikationsproblemen repräsentative Referenzdaten eine wichtige Voraussetzung sind. Gleiches gilt für die erfolgreiche Klassifikation von Baumarten innerhalb unterschiedlicher Waldtypen. So ist generell davon auszugehen, dass eine Baumartenbestimmung in stark bewirtschafteten Waldgebieten mit relativ homo-

gener Arten- und Alterszusammensetzung eine höhere Genauigkeit erreicht, als in naturnahen Wäldern. Letztere sind in ihrer Artzusammensetzung sowie vertikalem und horizontalem Bestandsaufbau diverser, womit sich die Anforderungen bezüglich umfangreicher und präziser Referenzdaten erhöhen.

Aus der Literaturstudie wurde deutlich, dass eine detaillierte Beschreibung des Waldes – und hier insbesondere der Baumarten – mit aktueller Satellitentechnik möglich ist. Eine flächendeckende Charakterisierung der Wälder auf Ebene einzelner Arten ist ein wesentlicher – jedoch bisher nicht verfügbarer – Baustein bei einer naturschutzfachlichen Bewertung von Waldflächen. Die fernerkundliche Erfassung von Baumarten bedarf der Weiterentwicklung methodischer Klassifikationsansätze, die sich für eine Anwendung auf nationaler Ebene eignen, jedoch unter Berücksichtigung regionaler Standortbedingungen.

Doch wie lässt sich mit dem Wissen über das räumliche Vorkommen von Baumarten eine naturschutzbezogene Beurteilung von Waldflächen vornehmen? Welche Kriterien sind überdies bei einer naturschutzfachlichen Betrachtung des Waldes einzubeziehen? In diesem Zusammenhang soll das folgende Einleitungskapitel zunächst die wichtigsten Merkmale naturschutzfachlich wertvoller Wälder kurz erläutern.

1.1 Merkmale naturschutzfachlich wertvoller Wälder

Wälder standen von Anfang an im Fokus von Naturschutzbestrebungen in Deutschland. Durch die europäische Fauna-Flora-Habitat- (FFH) Richtlinie wurde ihr Schutz auf eine neue Grundlage gestellt, die stärker die notwendige Vernetzung dieser Lebensräume betont. Die FFH-Richtlinie definiert den Erhalt bzw. die Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustands der natürlichen Lebensräume und der wildlebenden Tier- und Pflanzenarten als Ziel (92/43/EWG, Art. 2). Der Anhang I der FFH-Richtlinie enthält Lebensraumtypen (LRT) gemeinschaftlicher Bedeutung. In der Kategorie „Wälder“ sind hier annähernd alle natürlichen und naturnahen Waldgesellschaften Deutschlands aufgeführt. Dies belegt die Wichtigkeit, die dem Erhalt dieser Lebensräume beigemessen wird. Abgesehen von einigen kleinräumigen und in ihrem Bestand stark bedrohten Waldtypen, wie Bruch-, Sumpf- und Auenwälder, Schlucht-, Blockhalden- und Hangschuttwälder sowie subalpine Lärchen- und Lärchen-Arvenwälder, die nach § 30 BNatSchG geschützt sind, genießen viele dieser Waldlebensraumtypen jedoch keinen generellen Schutz, wenn sie außerhalb von Schutzgebieten vorkommen. Darüber hinaus können z. B. alte Wälder durch ihr Angebot an wertvollen Strukturen, wie Bruthöhlen, unabhängig von ihrem Schutzstatus wertvoll für den Artenschutz sein, obwohl ihre Artenzusammensetzung mehr oder weniger von einer natürlichen abweicht. Eine flächendeckende Information zur Verbreitung dieser wertvollen aber dennoch ungeschützten Wälder fehlt bisher.

Dabei ist es für eine möglichst naturverträgliche Planung großer Infrastrukturprojekte wichtig zu wissen, wo sich in der Normallandschaft Wälder mit erhöhtem Naturschutzwert (relativer Natürlichkeit) befinden. Diese sind in der intensiv genutzten Agrarlandschaft für den Natur- und Artenschutz – nicht zuletzt als Biotopverbundelemente – von großer Bedeutung. Im Hinblick auf die Erhaltung der wirtschaftlichen Produktivität von Wäldern und der Bereitstellung von Ökosystemleistungen im Zeichen des fortschreitenden Klimawandels wird natürlichen und naturnahen Wäldern zudem eine Schlüsselrolle zugeschrieben (Lindner et al. 2014, BMEL 2011).

Wäldern, denen eine Naturnähe und damit potenziell eine höhere Schutzwürdigkeit zugeschrieben wird, weisen meist eine oder mehrere der nachfolgend beschriebenen Eigenschaften auf. Oft bedingen sich diese Eigenschaften gegenseitig und sind daher nicht immer unabhängig voneinander zu betrachten:

Ein **hoher Anteil lebensraumtypischer Arten** in Baum-, Strauch- und Krautschicht ist ein wichtiger Indikator für die Natürlichkeit eines Waldes (z. B. Kriebitzsch et al. 2013; PAN & ILÖK 2010). Natürlichen und naturnahen Wäldern wird eine größere Anpassungsfähigkeit an die immer deutlicher zutage tretenden Auswirkungen des Klimawandels zugeschrieben (z. B. BMEL 2011) als Wirtschaftswäldern mit einer Dominanz von standortfremden Nadelbaumarten (z. B. Spiecker 2003). Obwohl es eine vielfältige Artenzusammensetzung aus ökologischen, ökonomischen und sozialen Aspekten zu bewahren gilt, ist Artenreichtum im Gegensatz zur Natürlichkeit aus naturschutzfachlicher Sicht kein vorrangiges Kriterium wertvoller Wälder.

Weist ein Wald einen **hohen Struktureichtum** aufgrund variabler Baumkronenhöhen (auch Überhälter) und unterschiedlicher Baumalter auf, stellt dies laut Zenner and Hibbs (2000) einen guten Indikator für eine allgemeine Artendiversität dieses Waldes dar. Unterschiedliche Umweltfaktoren und Angebote an Nahrung, Nist- und Versteckplätzen begünstigen die Nischenbildung für unterschiedliche Tier- und Pflanzenarten (Tews et al. 2004). Eine gute strukturelle Ausstattung eines Waldes entsteht durch das Vorhandensein mehrerer Waldentwicklungsphasen sowie Vegetationsschichten und findet sich weit wahrscheinlicher in einem Mischwald mit natürlicher Entstehungsgeschichte als in einem Altersklassenwald (Christensen & Emborg 1996). Zudem erhöht sie im Allgemeinen die Habitatdiversität (Kriebitzsch et al. 2013; PAN & ILÖK 2010), wobei sich z. B. durch die variable Sonneneinstrahlung in lichten Wäldern und Blößen auch eine räumlich begrenzte hohe naturraumtypische Biodiversität ergeben kann.

Ein **hoher Anteil an vielfältigem Totholz** und absterbendem Holz, sowohl in Bezug auf die Baumart, den Totholztyp (stehend, liegend, etc.) als auch auf den Zersetzungsgrad, wirken sich positiv auf den Artenreichtum von Pilzen und saproxylichen Arten aus (z. B. Lassauce et al. 2011, PAN & ILÖK 2010). Dieser Totholzreichtum wird von Harmon et al. (1986) sogar als Schlüsselfaktor für die Biodiversität in Waldökosystemen gesehen.

Ein **hoher Anteil älterer Bäume** (PAN & ILÖK 2010) sowie eine hohe Dichte an markanten Alt- und Biotopbäumen mit hohem Naturschutzwert (Bütler et al. 2013) schaffen Nischen für seltene Arten, z. B. aufgrund von Rindentaschen, Rindenverletzungen, Blitzrinnen, Konsolenpilzen, Spechthöhlen und Asthöhlen. Alte Wälder spielen eine wichtige Rolle für den Erhalt der Biodiversität in Waldökosystemen (z. B. Lindenmayer et al. 2012). Forstwirtschaftlich genutzte Wälder decken laut Bauhus et al. (2009) nur 10 - 40 % der potenziellen Entwicklungsspanne eines Waldes ab. So prägen sich viele Eigenschaften von Altwäldern in den meisten Forsten nicht voll aus.

Das Waldalter an sich ist jedoch für die Artenvielfalt weniger ausschlaggebend, als die altersbedingten Erscheinungen – und hier typischerweise heterogene Waldstrukturen und vermehrtes Totholzvorkommen – die im Laufe der Jahrzehnte auftreten (z. B. Lonsdale et al. 2008). Altwälder demnach per se als wertvoll und jüngere Wälder als weniger bedeutsam anzusehen, könnte für die Bewertung der Schutzwürdigkeit nicht selten zu kurz gegriffen sein (Bauhus et al 2009).

Das **Vorhandensein vielfältiger kleinräumiger Sonderstandorte** wie Quellen, Moore, Sümpfe, Rinnsale, Steine, Felsen und Schutthalden leistet innerhalb von Wäldern einen disproportional hohen Beitrag zur Artenvielfalt (Kriebitzsch et al. 2013).

Schließlich bewirkt das **Vorkommen von seltenen, bedrohten und geschützten Arten** eine tendenziell höhere Bewertung der Schutzwürdigkeit eines Waldes. Der Schutz der Biodiversität ist ein wichtiges Umwelthandlungsziel, das in der nationalen Strategie zur biologi-

schen Vielfalt enthalten ist. Innerhalb von Waldökosystemen wird dieses Ziel jedoch besonders vom Landnutzungswandel und von Klimaveränderungen bedroht.

Generell gilt, dass Waldflächen, die eine hohe Standortkontinuität aufweisen, also seit Jahrhunderten bewaldet sind, oft Ausbreitungsquellen von Arten sind (Bengtsson et al. 2000). Für die Artverbreitung ist eine Vernetzung von Biotopen essentiell und kann das Überleben insbesondere bedrohter Arten sichern. Hierbei scheint der Verbreitungsdichte von totholzreichen Wäldern eine besondere Rolle zuzukommen (Angelstam et al. 2003). Als Folge lässt sich in Biotopverbänden die Biodiversität erhöhen und die Gefahr einer nachhaltigen Beeinträchtigung der Artenvielfalt durch Störereignisse mit einhergehendem Waldverlust mindern. Einzelne Waldflächen sollten dabei eine gewisse Ausdehnung nicht unterschreiten, damit sich standortspezifische Eigenschaften ausprägen können und die Entstehung eines typischen Unterwuchses ermöglicht wird. So sind für Moose und Flechten weitestgehend unberührte Standorte mit hoher Luftfeuchtigkeit wichtig (Kriebitzsch et al. 2013).

Der Wald bietet Lebensraum für unterschiedliche Tier-, Pilz- und Pflanzenarten. Ebenso mannigfaltig sind daher die Kriterien, die für eine naturschutzfachliche Bewertung von Wäldern herangezogen werden können. Viele dieser Kriterien sind trotz ihrer umfangreichen Wirksamkeit nur kleinräumig ausgeprägt und damit schwierig mit Messmethoden zu erfassen. Gleichermäßen ist die Herausforderung groß, in einem vernetzten Ökosystem mit Standorteigenschaften von artspezifischer Relevanz einzelne Kriterien einer Bewertungsskala unterzuordnen. Eine Alternative besteht darin, der detaillierten Betrachtungsweise ein flächendeckendes Verfahren für eine allgemeinere Beschreibung des Waldzustandes voranzustellen. Dennoch gilt es auch bei der Interpretation eines abstrahierten Naturschutzwertes, die unterschiedlichen Ansprüche der Tier- und Pflanzenarten an das Ökosystem Wald, an die Landschaftsheterogenität im Waldumfeld und an die Biotopvernetzung nicht außer Acht zu lassen (Lindenmayer et al. 2006, Krausman 1999; Block & Brennan 1993).

1.2 Zielstellung

Aus naturschutzfachlicher Sicht fehlt auf der oberen Planungsebene zu großen Infrastrukturprojekten eine flächendeckende, räumlich explizite Charakterisierung des Waldes. Die Fernerkundung bietet vielfältige Werkzeuge (Sensorarten und Plattformen), um den Waldzustand abzubilden. Aufgrund der Komplexität des Ökosystems ist eine ganzheitliche Beschreibung des Waldes nicht durchführbar und eine naturschutzbezogene Beurteilung nur annäherungsweise möglich. Daher wurde in diesem Projekt der Fokus auf die Erfassung flächendeckender Informationen über die räumliche Verteilung der Baumarten gelegt. Hierüber allein ist aber noch kein Rückschluss auf einen naturschutzfachlichen Wert eines Waldes zu ziehen. Somit galt es Antworten auf die folgenden Fragen zu finden:

- Welche naturschutzbezogenen Kriterien lassen sich auf Basis von Fernerkundungsprodukten ermitteln?
- Wie sind die Kriterien in einem Bewertungssystem zusammenzufassen?
- Welche Indikatoren lassen sich hierfür auf Basis von Fernerkundungsdaten berechnen?

Mit Abschätzungen über die Schutzwürdigkeit von Wäldern wäre eine wichtige Entscheidungsgrundlage für planerische und politische Entscheidungsprozesse z. B. im Zusammenhang mit dem Stromnetzausbau gegeben, mit der ein Beitrag zum Erhalt der biologischen Vielfalt und zum Klimaschutz geleistet werden kann.

Kenntnisse über die Verbreitung von Baumarten haben aus Sicht des Naturschutzes eine besondere Relevanz. Diese Information lässt sich aus Fernerkundungsdaten nicht direkt

bestimmen. In einem ersten Schritt war es deshalb das Ziel, einen bundesweit anwendbaren Klassifikationsansatz zu entwickeln, der auf Grundlage von Satellitendaten sowie unter Verwendung von Methoden des maschinellen Lernens eine Identifizierung der Hauptbaumarten ermöglicht.

Zweitens galt es, naturschutzbezogene Kriterien für die Ausweisung der Schutzwürdigkeit von Wäldern zu ermitteln. Inwiefern sich diese sowohl aus dem Fernerkundungsprodukt der Baumartenerkennung als auch unter Verwendung weiterer Fernerkundungsdaten ableiten lassen, war Gegenstand der Untersuchung.

Zur Ausweisung eines Naturschutzwertes waren diese Kriterien in einem dritten Schritt in einem Bewertungsschema zusammenzufassen. Indikatoren für eine Quantifizierung der Kriterien waren mit Bezug auf die fernerkundliche Datenbasis festzulegen. Eine Einteilung (Segmentierung) der bundesweiten Waldfläche in Waldeinheiten wurde für die Ableitung und flächendeckende Darstellung der Naturschutzwerte als notwendig erachtet.

Im gesamten Projekt waren ausschließlich kostenfreie und flächendeckend zur Verfügung stehende Daten zu verwenden. Auf Seiten der Fernerkundung wurden daher optische Daten des Sentinel-2 Satelliten zur Auswertung spektraler Vegetationssignale, sowie amtliche LiDAR-Befliegungen als Datengrundlage für Waldhöheninformationen genutzt.

Wichtig ist noch darauf hinzuweisen, dass die hier vorgelegten Ergebnisse nicht als abschließend anzusehen sind, weil die Methodik der Baumartenklassifikation und die naturschutzfachliche Bewertung von Wäldern komplex und umfangreich sind. Ziel des Projektes war es vielmehr, einen soliden prototypischen Ansatz und die benötigten Prozessketten zu erarbeiten, die im Weiteren zu einer reproduzierbaren Anwendung entwickelt und bezüglich Treffgenauigkeit und Zuverlässigkeit optimiert werden.

2 Kurzbeschreibung der Fernerkundungsdatensätze

Sentinel-2

Das europäische Erdbeobachtungsprogramm *Copernicus* bietet mit seinen Radar- und Spektralaufnahmen der Sentinel-Missionen die Möglichkeit, Prozesse auf der Landoberfläche detaillierter als zuvor abzubilden. Für die Überwachung ökologischer Entwicklungen eignen sich insbesondere die optischen Daten des Sentinel-2 Satelliten (Start mit Sentinel-2A im Jahr 2015, seit 2017 mit Sentinel-2B auch als Tandem im Orbit). Über Waldgebieten werden die aufgenommenen spektralen Reflektanzwerte maßgeblich durch die Struktur des Kronendachs und die biophysikalischen Prozesse in den Blättern bestimmt. Diese Faktoren ändern sich im Verlauf der Jahreszeiten sowie mit der Altersentwicklung der Bäume. Da im Vergleich zu anderen optischen Satelliten die Wiederholungsrate des Sentinel-2 Satelliten hoch ist, d. h. ein Waldgebiet wird alle 3-5 Tage aufgenommen, lassen sich dynamische Prozesse wie Blattaustrieb oder Veränderungen des Blattchlorophyllgehalts besser abbilden. Unterscheiden sich diese Entwicklungsphasen zeitlich zwischen Baumarten, spiegelt sich dies im aufgenommenen Spektralsignal wider und dient als weiteres Kriterium, Baumarten fernerkundlich zu erkennen. In der optischen Fernerkundung werden in einem dichten Waldbestand lediglich die Reflexionseigenschaften des Kronendaches aufgenommen. Informationen über tiefere Schichten oder den Bodenbewuchs können – anders als bei L-Band Radarsystemen – nicht gewonnen werden.

Sentinel-2 Daten werden in insgesamt 13 Spektralbändern und in räumlichen Auflösungen von 10, 20 oder 60 m aufgenommen. Die Arbeiten für das vorliegende Projekt basieren auf den Aufnahmen des Sentinel-2A Satelliten aus dem Jahr 2016 mit 20 m räumlicher Auflösung und einer spektralen Auflösung von 9 Bändern. Die Daten wurden mit Sen2Cor (Louis et al., 2016) in einer (halb-)automatischen Verarbeitungsroutine atmosphärisch korrigiert.

Sentinel-2 Daten können von entsprechender Internetseite der ESA kostenlos heruntergeladen werden. Dies entspricht den Anforderungen des Projektes, vorzugsweise frei verfügbare Fernerkundungsdaten zu verwenden. Eine Klassifikation auf nationaler Ebene mit räumlich sehr hochauflösenden, aber kommerziell vertriebenen, Satellitendaten wie RapidEye oder WorldView (die Pixelkantenlänge liegt bei beiden Sensoren ≤ 5 m) durchzuführen, wäre mit erheblichem Kostenaufwand verbunden. Außerdem sind Sentinel-2-Aufnahmen zwar räumlich niedriger aufgelöst, dafür kann hier anders als bei RapidEye auf Spektralbänder des kurzwelligen Infrarots zurückgegriffen werden. Räumlich hochaufgelöste, flugzeuggestützte Hyperspektraldaten sind auf nationaler Ebene nicht verfügbar. Voraussichtlich wird jedoch die EnMAP Satellitenmission zukünftig Hyperspektraldaten in 30 m-Auflösung liefern können.

Höheninformationen aus LiDAR Daten

LiDAR-Daten (Light Detection and Ranging) werden von allen Bundesländern in regelmäßigen Abständen flächendeckend erhoben. Die Politik zur Bereitstellung dieser Daten ist in den einzelnen Bundesländern aber sehr unterschiedlich. So standen in der ersten Hälfte der Projektlaufzeit lediglich LiDAR-Daten aus Nordrhein-Westfalen und Thüringen kostenlos zur Verfügung. Jedoch werden im Zuge der Umsetzung der europäischen INSPIRE-Richtlinie in den kommenden Jahren weitere Geodaten bundesweit frei zugänglich sein.

LiDAR-Daten aus amtlichen Befliegungen werden von sogenannten diskreten LiDAR-Systemen aufgenommen, um Geländehöhen oder die Höhe der sich darauf befindlichen Objekte zu ermitteln. Dies geschieht mittels Distanzmessung über die Lichtlaufzeit von Laser-

impulsen. In digitalen Geländemodellen (DGM) bzw. digitalen Oberflächenmodellen (DOM) werden die Höhenangaben und die räumlichen Koordinaten der Punktmessungen für Gebiete flächenhaft beschrieben. Aus der Differenz zwischen DOM (Objekthöhen) und DGM (Geländehöhen) wird innerhalb von Wald- bzw. Gehölzflächen die normalisierte Höhe des Kronendaches berechnet. Das Kronenhöhenmodell (KHM) gibt Hinweise über strukturelle Beschaffenheit eines Waldes. So schwanken die Höhenangaben in einem natürlichen Mischwald mit verschiedenen Baumarten unterschiedlichen Alters stärker, als in einem aufgeforsteten Fichtenbestand. Auch Überhälter und Lichtungen sind deutlich in einem räumlich hochaufgelösten KHM zu erkennen.

Die verwendeten LiDAR-Produkte der Bundesländer liegen mit einer räumlichen Auflösung von 1 m vor, wurden aber aus Gründen der effizienteren Datenverarbeitung auf 3 m umgerechnet. Für die Ableitung von Oberflächenstrukturen sowie Baum- bzw. Bestandshöhen wird diese Auflösung als ausreichend erachtet.

3 Baumartenklassifikation

Die Ableitung naturschutzfachlicher Kriterien setzt das Wissen über ein wesentliches Merkmal eines bestimmten Waldes voraus, nämlich aus welchen Baumarten er zusammengesetzt ist und zu welchen Anteilen die Baumarten vertreten sind. Für die Klassifikation der Baumarten sind als Eingangsdatensatz ausschließlich Sentinel-2A Satellitenbilddaten des Jahres 2016 verwendet worden. Wolken verhindern jedoch, dass alle Waldgebiete in Deutschland bei jedem Satellitenüberflug alle 3-5 Tage abgebildet werden können. Vielmehr ist es so, dass sich über ein Jahr hinweg die Zeitpunkte wolkenfreier Beobachtungen bis auf die Ebene der kleinsten Bildeinheit, dem Pixel, unterscheiden. Zu welchen Zeitpunkten ein spektrales Vegetationssignal aufgenommen wird, entscheidet darüber, wie präzise sich jahreszeitliche Veränderungen beobachten lassen. Dies wiederum bedingt die Güte einer Klassifikation, denn unterscheiden sich Baumarten deutlich in ihrer Phänologie – also den Eintrittszeiten charakteristischer Erscheinungen wie Blühbeginn oder Blattaustrieb – spiegelt sich das auch in dem aufgenommenen Spektralsignal wider.

Außerdem variieren klimatische und bodenkundliche Bedingungen in Deutschland regional, was zu einer zeitlichen Differenzierung von phänologischen Wachstumsphasen führt. Damit erscheint es sinnvoll, unterschiedliche Regionen für die Klassifikation der Baumarten einzeln zu betrachten. Für eine Regionalisierung spricht auch, dass z. B. eine Eiche auf nährstoffreichem Boden im Flachland eine andere Wuchsform hat als eine, die auf einem kargen, steilen Südhang wächst. Solch kleinräumige Besonderheiten werden in dem hier vorgestellten generalisierenden Klassifikationsansatz zwar nicht berücksichtigt, der Aspekt der Regionalisierung wurde aber sehr wohl in das Klassifikationsdesign aufgenommen.

Im Rahmen des hier entwickelten Klassifikationsansatzes wurde ein Verfahren der künstlichen Intelligenz (KI) angewandt. Dabei erlernt der Algorithmus „random forest“ (RF, Breiman 2001) in einem ersten Schritt den Zusammenhang zwischen spektralem Satellitensignal (Prädiktorvariablen) und Baumart (vorherzusagende Antwortvariable). Während Satellitendaten flächendeckend vorliegen, können Informationen über die Baumart nur vor Ort im Rahmen aufwändiger Waldinventuren stichprobenhaft bestimmt werden. Bei einer Kantenlänge von 20 m beinhaltet ein Sentinel-2 Pixel vermischte Spektralinformationen unterschiedlicher Objekte wie Boden, angrenzende Bäume/Sträucher etc., womit die Zuordnung eines Pixels zu einer Baumart nur näherungsweise der Realität entspricht. Erkennt der KI-Algorithmus baumartenspezifische Muster im Satellitensignal, kann auf Basis eines Klassifikationsmodells auch anderen Bildpixeln außerhalb von inventarisierten Waldgebieten eine Baumart zugewiesen werden.

Parallel zur Entwicklung einer Klassifikationsroutine, die auf nationaler Ebene multitemporale Satellitendaten möglichst automatisiert verarbeiten kann, galt es, Forsteinrichtungsdaten (Abb. 1) für das Trainieren des Klassifikationsalgorithmus und die Validierung der Klassifikationsergebnisse zu beschaffen und aufzuarbeiten. Die Waldmaske, also die Abgrenzung der Waldgebiete Deutschlands zu Agrarlandschaften, urbanen Räumen und Wasserflächen, entstammt dem Digitalen Landschaftsmodell des amtlichen topographisch-kartographischen Informationssystems (ATKIS) aus dem Jahre 2015 (© GeoBasis-DE / BKG (2015)).

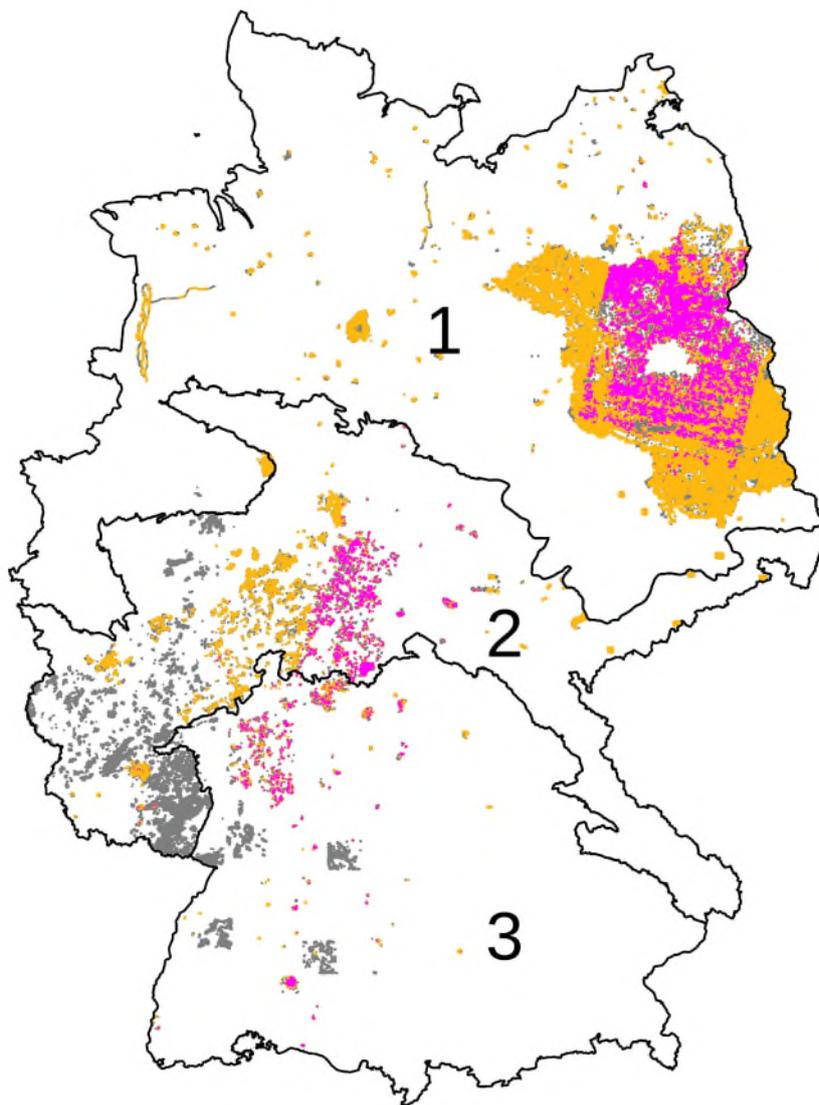


Abb. 1: Verteilung der Forsteinrichtungsdaten, die für die Klassifikation der Baumarten zur Verfügung standen. Flächen in Gelborange sind für die Erstellung der Kompositzeiträume und Validierung herangezogen worden. Flächen in Magenta wurden zum Aufbau der Trainingsdatensätze verwendet und waren von der Validierung ausgeschlossen sowie die Gliederung Deutschlands in 3 landschaftliche Großräume (BfN 2008): 1 = nördliches Tiefland, 2 = zentrales Mittelgebirge, 3 = südliches Mittelgebirge.

3.1 Landschaftliche Großräume

Verschiedene glazial-morphologische Landschaftsüberprägungen der Vergangenheit, sowie unterschiedliche klimatische Gegebenheiten und Bodenbildungsprozesse der Gegenwart bestimmen die Wachstumsbedingungen der Vegetation innerhalb Deutschlands. Die sandigen, hügeligen Ebenen der norddeutschen Tiefebene sind dem Meer am nächsten gelegen und wurden hauptsächlich von eiszeitlichen Gletschern gebildet. Der Wald zeichnet sich hier durch die weite Verbreitung gepflanzter Kiefernforsten aus. Die im südlichsten Teil der Ebene auftretenden fruchtbaren Lössböden bilden den Übergang zum steileren und bewaldeten Mittelgebirge. Das Alpenvorland ist im Norden von hügeligen Wiesen und Wäldern und im Süden von Endmoränenlandschaften geprägt. Generell sind alle westlichen Regionen stärker vom milden Meeresklima beeinflusst, so dass die wärmsten Orte Deutschlands im Durch-

schnitt im Südwesten zu finden sind. Ein eher kontinentales Klima kennzeichnet die östlichen Regionen und das Alpenvorland.

Die vielfältigen biogeographischen Einflussfaktoren führen dazu, dass Pflanzen derselben Art je nach Wuchsort zeitlich versetzt in eine bestimmte phänologische Wachstumsphase eintreten. Für die Auswertung artspezifischer Spektralsignaturen kann dies problematisch sein, weshalb sich bei der Klassifikation auf landschaftliche Großräume mit hinreichend homogenen biogeographischen Eigenschaften bezogen wird. Die Definition der hier gewählten landschaftlichen Großräume beruht auf Arbeiten des Bundesamtes für Naturschutz (Ssymy (1994) bzw. BfN (2008), basierend auf Meynen (1953-1962) und IFAG (1979)), in der sieben Regionen aufgrund biogeographischer Faktoren abgegrenzt werden. Allerdings standen nicht für jede Region genügend Forsteinrichtungsdaten zur Verfügung, so dass die ursprünglichen Großräume Alpen, Alpenvorland, südwestliches Mittelgebirge, westliches Mittelgebirge, östliches Mittelgebirge, nordöstliches Tiefland und nordwestliches Tiefland zu drei Regionen zusammengeschlossen wurden: Südliches Mittelgebirge, Zentrales Mittelgebirge und Nördliches Tiefland (Abb. 1). Für jede dieser drei Regionen wurden unabhängig voneinander die zu klassifizierenden Baumarten auf Basis der Forsteinrichtungsdaten definiert und ein spektraler Trainingsdatensatz auf Grundlage wolkenfreier Sentinel-2 Daten zusammengestellt.

3.2 Forsteinrichtung und Bundeswaldinventur

Im Zuge einer Waldinventur werden wichtige Forsteinrichtungsdaten, wie Grenzen der Waldeinteilung, Waldfunktionen, Bestockung und Standort, gewonnen. Im Rahmen einer Baumartenklassifikation liefern diese Daten meist die einzige vor-Ort-Information zu bestimmten Bestandsmerkmalen entsprechender Waldgebiete. Forsteinrichtungsdaten sind somit essenziell, um ein überwachtetes Klassifikationsmodell zu trainieren und die späteren Ergebnisse validieren zu können. Von besonderem Wert sind zum einen die dauerhaften Einheiten der Waldeinteilung, die in einem vektoriellen Geodatensatz beschrieben werden. Hierüber kann eine Zuweisung der Satellitenbildpixel zu den Inventurdaten erfolgen. Zum anderen ist durch die Forsteinrichtungsdaten der Länder bekannt, welche Baumarten in jeder dieser Abteilungen vorkommen. Da ein Polygon des Geodatensatzes mehrere Bestände oder Mischbestände einschließen kann, bedarf es weiterhin der Angabe über den geschätzten Flächenanteil pro Baumart.

Forsteinrichtungsdaten werden von den Landesforstbehörden der Bundesländer erhoben. Sie sind nicht frei zugänglich, Auszüge wurden uns aber auf Anfrage von den Bundesländern Baden-Württemberg, Brandenburg, Hessen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Sachsen und Thüringen dankenswerterweise bereitgestellt. Über die Bundesanstalt für Immobilienaufgaben (BImA) standen auch Daten des Bundesforstes zur Verfügung. Eine Übersicht über die räumliche Verteilung der Daten gibt Abb. 1. Die zugestellten Datensätze wiesen kein einheitliches Datenformat auf; u.a. unterschieden sich Angaben über Flächenanteile (absolut/relativ) oder Baumarten (Kodierung). Zuweilen blieb unklar, welche Baumarten einer Gattung zu Baumartgruppen zusammengefasst wurden. Dies war bei der Aufbereitung der Daten zu berücksichtigen.

Die Bundeswaldinventur (BWI) ist eine forstliche Stichprobeninventur, die sich an einem festgelegten Basisgitternetz ausrichtet, das sich über das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland erstreckt. Der Gitterlinienabstand beträgt 4 km. Auf den Schnittpunkten der Gitterlinien liegen die Stichprobenpunkte (150 x 150 m), in denen Grunddaten u. a. zu Baumarten, Baumdurchmesser, Baumhöhe und Totholz erhoben werden. Die Bestimmung einiger Parameter erfolgt anhand ausgewählter Probestämme. Daraus ergibt sich ein Bild über die

großräumigen Waldverhältnisse mit dem, bei wiederholten Erhebungen, auch Veränderungen des Waldzustandes sichtbar werden. Die erste BWI fand im Jahre 1986 statt und weitere folgten in den Jahren 2002 und 2012. Entsprechend dem Bundeswaldgesetz wird die vierte bundesweite Waldinventur im Jahr 2022 durchgeführt. Die geschätzten bundeslandbezogenen Flächenanteile der Hauptbaumarten sind aus den BWI Daten entnommen und zur Erstellung regionalisierter Trainingsdatensätze verwendet worden.

3.3 Aufbereitung der Forsteinrichtungsdaten

Die Aufbereitung der Forsteinrichtungsdaten umfasst eine Standardisierung von Baumartkodierung, Flächenangaben und Ansprache der räumlichen Bezugseinheit (Abteilung), die Verschneidung der Daten mit den Satellitenbildern und letztlich die Zuweisung einer Baumart zu einem Sentinel-2-Pixel unter Berücksichtigung der Bestandesschicht und Entwicklungsphase. Dafür muss die dominante Baumart des Oberstandes einer Abteilung über die angegebenen Flächenanteile bestimmt werden. Die Grenzen der Waldeinteilung sind in einem Shapefile vorgegeben. Innerhalb eines Polygons ist eine räumlich explizite Standortangabe einer Baumart nicht möglich. So bleibt unklar, ob sich Baumarten innerhalb eines Waldbestandes gleichmäßig über die Fläche verteilen oder ob sich Teilgebiete unterschiedlicher Baumarten klar voneinander abgrenzen. Im letzteren Fall kann ein charakteristisches Spektrolsignal eines kleinen und homogenen Waldstücks fälschlicherweise der dominanten Baumart des wesentlich größeren zweiten Waldstücks zugeschrieben werden. Im gegensätzlichen Fall, besteht also ein Waldbestand aus vielen Arten und diese sind recht gleichmäßig auf der Fläche verteilt, liegen vermehrt Mischpixel vor. Hierbei weist ein Pixel nicht mehr die charakteristische Spektralsignatur einer einzelnen Baumart auf. Damit steigt die Wahrscheinlichkeit, dass die Genauigkeit der Klassifikation abnimmt. In anderen (kleinräumigen) Studien werden deshalb häufig „reine“ Pixel über Luftbilder manuell selektiert und einer Baumart zugewiesen. Anspruch war es in diesem Projekt jedoch, automatisierte Prozessketten aufzubauen, um arbeitsintensive manuelle Eingriffe im Zuge einer Klassifikation auf nationaler Ebene (inklusive Verarbeitung großer Datenmengen) zu vermeiden. Aus diesem Grund wurde festgelegt, dass eine Baumart mindestens zu 75 % Flächenanteil an einem Polygon aufweisen muss, damit Sentinel-2-Pixel innerhalb des Polygons dieser Baumart zugeschrieben werden.

Im vorliegenden Text wird häufig der Begriff „Baumart“ verwendet. In manchen Fällen werden in Forsteinrichtungsdaten unter diesem Begriff jedoch mehrere Arten einer Gattung zusammengefasst. Deshalb sind in den Daten der Forsteinrichtung zuweilen Zuordnungen unklar geblieben. Zum anderen ähneln sich verschiedene Arten einer Gattung nicht selten pflanzenphysiologisch und in ihrer Kronenstruktur so stark, dass sie spektral kaum zu unterscheiden wären. Aus diesen Gründen wurden z. B. Stiel- und Trauben-Eiche einer Baumklasse „Eiche“ zugeordnet. Im Text wird aus Gründen der Vereinfachung dennoch der Begriff „Baumart“ verwendet, auch wenn die tatsächliche Baumklasse mehr als eine biologische Art enthält. Soweit die Angaben aus den Forsteinrichtungsdaten dies zugelassen haben, wurden jedoch einige Arten wie z. B. die des Ahorns (Bergahorn, Spitzahorn), der Kiefer (Gemeine Kiefer, Schwarzkiefer) oder die der Fichte (Gemeine Fichte, Blaufichte) aufgrund ihrer Verschiedenheit in separate Klassen aufgeteilt.

3.4 Der Klassifikationsansatz APiC

Der Himmel über Deutschland ist selten wolkenfrei. Im Sommer zieren einzelne Schönwetterwolken den Himmel, in den Herbst- und Wintermonaten ist Hochnebel keine Seltenheit. Für die optische Satellitenfernerkundung stellt dies ein Problem dar, weil ein Blick durch die Wolken hindurch auf die Erdoberfläche nicht möglich ist. Es gilt deshalb zu bestimmen, welche Pixel in den Sentinel-2-Bildern zu welchen Aufnahmezeitpunkten verwertbare spektrale

Information der Waldvegetation liefern. Liegen Bildpixel innerhalb inventarisierter Waldgebiete, lässt sich ihnen über die Forsteinrichtungsdaten zusätzlich eine Baumart zuweisen. Damit sich solche Pixel tatsächlich als Trainingspixel eignen, muss sichergestellt werden, dass zu den Zeitpunkten auch für jede zu klassifizierende Baumart eine bestimmte (repräsentative) Anzahl an wolkenfreien Pixeln vorliegt. Die Anzahl wolkenfreier Pixel pro Baumart und Zeiteinheit lässt sich erhöhen, indem man Zeiträume betrachtet, in denen ein „Wolken-Pixel“ durch eine darauffolgenden wolkenfreien Beobachtung ersetzt werden kann. Daraus ergeben sich sogenannte Bildkomposite, die für jede zu klassifizierende Baumart die entsprechende Spektralsignatur liefern. Die Anzahl und Verteilung der Kompositzeiträume über ein Jahr hinweg entscheidet darüber, wie genau bestimmte phänologische Phasen spektral abgebildet werden können.

Dafür wurde der Ansatz APiC (adaptable pixel-based compositing and classification) entwickelt, ein rein datengetriebenes Verfahren für die Klassifikation der Landbedeckung. Vor der Anwendung im Waldbereich, wurde APiC bereits erfolgreich für die Bestimmung von landwirtschaftlichen Kulturarten eingesetzt (Preidl et al. 2020).

In einem ersten Schritt ist das Ziel, einen spektralen Trainingsdatensatz zusammenzustellen, der aus möglichst vielen Zeiträumen für jede Baumart eine Mindestanzahl an Trainingspixeln bereitstellt (Abb. 2). Dabei arbeitet der APiC Ansatz ausschließlich mit verfügbaren Satellitendaten und schließt bewusst Verfahren der Imputation aus, bei denen Reflektanzwerte, z. B. durch Interpolation, künstlich erzeugt werden. Welche Baumarten für eine Region klassifiziert werden, richtet sich nach der Anzahl verfügbarer Trainingspixel. Weil die Menge der Forsteinrichtungsdaten – und damit auch die mögliche Trainingspixelanzahl pro Baumart – zwischen den 3 Landschaftsgrößräumen variierte, wurde der Mindestwert für jede Region angepasst. Hinter dieser subjektiven Entscheidung steht das Bemühen ein ausgewogenes

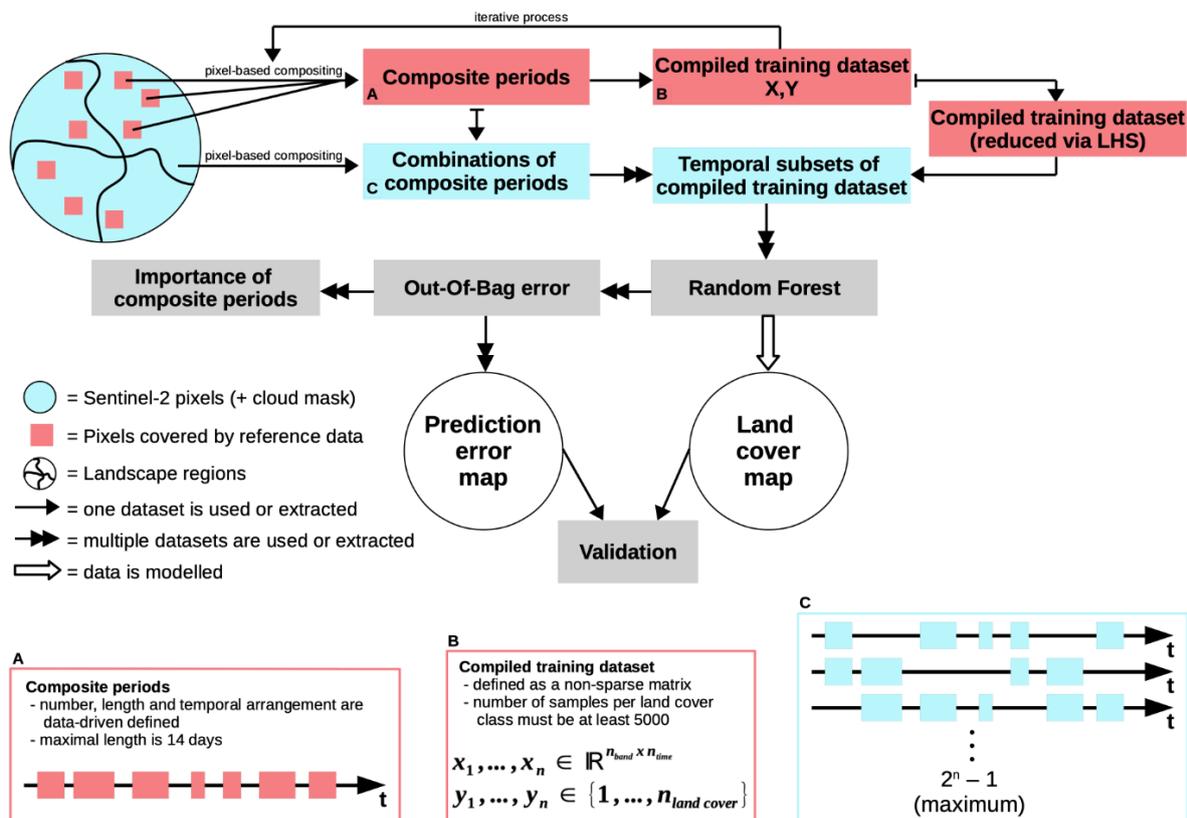


Abb. 2: Methodische Prozessabläufe innerhalb der Klassifikationsroutine APiC (aus Preidl et al. 2020)

Verhältnis zwischen Gesamtanzahl an Baumarten und Zeiträumen zu wahren. Für die Region „nördliches Tiefland“ mussten mindestens 5000, für das „zentrale Mittelgebirge“ 3000 und für das „südliche Mittelgebirge“ 1000 Pixel für eine Baumart zur Verfügung stehen. Der so erstellte multitemporale spektrale Trainingsdatensatz dient random forest (RF) als Eingangsdatensatz zum Erlernen der Zusammenhänge zwischen Baumart und Reflexionssignal.

In einem zweiten Schritt kam der APiC Ansatz für die flächenhafte Vorhersage der Baumarten zum Einsatz. Alle Sentinel-2 Pixel, die von Forsteinrichtungsdaten nicht beschrieben werden, bleiben bei der Definition der Kompositzeiträume unberücksichtigt. Damit besteht die Möglichkeit, dass nicht für jedes Pixel zu allen Zeiträumen eine wolkenfreie Sentinel-2-Beobachtung vorliegt. In diesem Fall würde der entsprechende Zeitraum für die Erstellung des Klassifikationsmodells nicht berücksichtigt. Daraus ergibt sich, dass für die bundesweite Baumartenklassifikation möglicherweise eine hohe Anzahl an (pixel-spezifischen) Modellen berechnet werden muss. Die Verwendung unterschiedlicher Kombinationen an Zeiträumen in einem Modell führt zu Veränderungen der Modellgüte. Angenommen zwei Baumarten unterscheiden sich aufgrund eines ausgeprägten spektralen Merkmals im Monat April (z. B. früher Blattaustrieb der einen Baumart). Wenn aufgrund hoher Wolkenbedeckung in diesem Monat keine wolkenfreie Pixelbeobachtung vorliegt, erhöht sich die Wahrscheinlichkeit, dass der Klassifikator beide Baumarten verwechselt. Indem man die Güte des RF-Modells pro Pixel angibt, kann diese Abweichungen auch in einer Karte visualisiert werden.

3.5 Regionalisierung und Anpassung der Trainingsdatensätze

Im Laufe der Entwicklungsarbeiten zu APiC stellte sich heraus, dass der Klassifikator sehr sensibel auf die Häufigkeitsverteilung der Baumarten im Trainingsdatensatz reagiert. Meist dominieren wenige Baumarten wie Kiefer, Fichte, Eiche und Buche die Forsteinrichtungsdaten, womit ihnen auch bei der Vorhersage mehr Gewicht zuteilwird. Um in der Klassifikationskarte ein möglichst realistisches Verhältnis zwischen dominierenden und weniger verbreiteten Arten abzubilden, ist eine Anpassung der Baumartenverteilung in den Trainingsdaten sinnvoll.

Die BWI liefert für jedes Bundesland Angaben über die prozentualen Flächenanteile der Hauptbaumarten. Um sowohl die regionalen Unterschiede in der Biogeographie, als auch die statistischen Informationen innerhalb politischer Grenzen zu berücksichtigen, wurden die drei landschaftlichen Großräume mit den Bundeslandgrenzen verschnitten. Es ergeben sich damit 23 Teilregionen. Basierend auf den drei ursprünglich erstellten Trainingsdatensätzen für die Region nördliches Tiefland, zentrales Mittelgebirge und südliches Mittelgebirge, sind für jede Teilregion neue Trainingsdatensätze erstellt worden. Wie häufig eine Baumart in den neuen Trainingsdaten vertreten ist, wird durch die BWI Daten bestimmt. Nach erfolgter Klassifikation war zu prüfen, ob die Flächenanteile der Baumarten (pro Bundesland) mit den BWI Angaben übereinstimmen. Für das Endergebnis wurde in einem iterativen Verfahren die Häufigkeitsverteilung der Baumarten ein zweites und drittes Mal in den Trainingsdatensätzen der Teilregionen angepasst. Mit dieser Art der Kalibrierung ist, obwohl die Anzahl der Großregionen im Vergleich zu Preidl et al. (2020) verringert wurde, der Grad der Regionalisierung letztlich erhöht worden. Und zwar in dem Sinne, dass jede der 23 Teilregionen mit einem regional angepassten Trainingsdatensatz klassifiziert wurde. Trotz mangelnder Forsteinrichtungsdaten in einigen Bundesländern konnten so regionale Unterschiede in die Klassifikation einfließen.

4 Ermittlung naturschutzbezogener Kriterien

Die Merkmale naturschutzfachlich wertvoller Wälder wurden in der Einleitung unter Kapitel 1.1 beschrieben. Im Folgenden soll untersucht werden, inwiefern sich diese Merkmale mit der auf Sentinel-2-Daten beruhenden Baumartenklassifizierung (Kap. 3) und den auf LiDAR basierenden Höhenmodellen (Kap. 2) beschreiben lassen. Ziel ist es, naturschutzbezogenen Kriterien zu ermitteln, mit denen eine Bewertung des Waldes, respektive von Waldeinheiten (Kap. 5 und 6), durchgeführt werden kann. Aspekte wie Waldgröße und -form sowie Biotopverbunds- bzw. Isolationseffekte werden in diesem Zusammenhang nicht behandelt, da die Bewertung dieser Kriterien nur mit Bezug zu einzelnen Tier- oder Pflanzenarten aussagekräftig ist.

4.1 Natürlichkeit der Artenzusammensetzung

Die Natürlichkeit eines Waldes wird durch das Vorkommen lebensraumtypischer Arten bestimmt. Optische Sensoren liefern jedoch nur Informationen über die spektralen Eigenschaften der oberen Kronenschicht. Tiefer liegende Schichten werden in den entsprechenden Satellitenbildern nicht dargestellt (Lim et al. 2003). Daher bleibt eine Bestimmung der Natürlichkeit in diesem Fall auf die der Baumarten beschränkt. Vielmehr noch handelt es sich lediglich um eine Auswahl weniger Arten, nämlich jenen klassifizierten Baumarten, die in den Referenzdaten, die zum Trainieren der Klassifikationsmodelle benötigt werden, ausreichend vertreten waren. Die räumliche Auflösung des Sensors bestimmt, wie viele strukturelle Eigenschaften (inklusive Schatteneffekte) bzw. ob mehrere Baumkronen – mitunter unterschiedlicher Baumarten – in einem Pixel aufgenommen werden. Ist der Mischpixel-Anteil hoch oder überlagern sich die spektralen Merkmalsräume unterschiedlicher Baumarten, wird die Klassifikation ungenauer. Im Vergleich zur tatsächlichen Artenvielfalt im Wald kann somit nur eine begrenzte Anzahl an Baumarten mit einer gewissen Mindestgüte ermittelt werden.

Die Baumartenklassifizierung reicht allein nicht aus, um das Kriterium der Natürlichkeit eines Waldes zu bestimmen. Hierzu bedarf es eines wertenden Vergleiches mit einem ergänzenden räumlichen Datensatz, der die lebensraumtypischen Arten listet. Als Indikator für die Natürlichkeit einer Waldfläche wäre so der Anteil natürlich vorkommender Arten zu quantifizieren.

Als Referenz für die Bestimmung der Natürlichkeit der klassifizierten Baumarten dient die Karte der aktuellen potentiellen natürlichen Vegetation Deutschlands (pnV, BfN 2011) im Maßstab 1:500.000. Diese Karte stellt die gedachte Vegetationsbedeckung Deutschlands in ihrer Reifephase so dar, wie sie unter den derzeitigen Klima- und Bodenbedingungen ohne Zutun und Einwirkung des Menschen und unter Berücksichtigung der heimischen Flora sowie dem jeweiligen Standort vorherrschen würde. Für die Erstellung der pnV wurden von Fachleuten in mehrjähriger Arbeit verschiedene landeskundliche Erfassungen (geologische und naturräumliche Karten, land- und forstwirtschaftliche Standorterkundungen, forstliche Datenspeicher, Luftbilderfassungen) sowie die Ergebnisse langjähriger Vegetationsforschung aus allen Teilen der alten und neuen Bundesländer zusammengeführt und ausgewertet. Die Karte wird durch drei Begleitbände ergänzt (Band 1: Grundeinheiten (Suck et al. 2014a); Band 2: Kartierungseinheiten (Suck et al. 2013); Band 3: Erläuterungen Auswertungen Anwendungsmöglichkeiten Vegetationstabellen (Suck et al. 2014b)).

4.2 Waldalter bzw. Baumhöhen

In Kapitel 1.1 ist der Anteil älterer Bäume als eine weitere wichtige Eigenschaft naturnaher Wälder mit potentiell höherem Naturschutzwert genannt. Die Bestimmung des Alters aus fernerkundlich erhobenen Höhendaten ist aber nur eingeschränkt möglich, da die Höhenzu-

wachsraten von Bäumen nach der Jugend- und Hauptphase deutlich abnehmen. Faktoren wie Bodentyp, Klima und Nutzungsstrukturen wirken sich zudem auf das Höhenwachstum aus. In dieser Studie wird dennoch davon ausgegangen, dass höher gewachsene Bestände im Allgemeinen älter sind und damit auch mehr naturschutzrelevante Eigenschaften, wie z. B. Biotopbäume, aufweisen (siehe auch McLean et al. 2016). Die Bestandshöhe kann mit den KHM der amtlichen LiDAR-Befliegungen direkt bestimmt werden. Das Alter wird demnach nur indirekt über Höheninformationen und die Berechnung von Strukturparametern in die naturschutzfachliche Bewertung einfließen.

4.3 Waldstrukturen

Wird ein alter Baumbestand mit ausladenden Kronen zunehmend von jüngeren Bäumen unterschiedlicher Art durchsetzt, bildet sich aufgrund der verschiedenen Baumhöhen eine heterogene Struktur des Kronendaches aus. Strukturelle Unterschiede, wie sie sich durch ein horizontales Nebeneinander von jüngeren und älteren Waldentwicklungsphasen ergeben können, sind sehr gut über Daten eines diskreten LiDAR abbildbar. Die hier verwendeten KHM liefern allerdings keine weiteren Informationen über die tieferliegenden Stockwerke des Waldes bzw. der Strauch- und Krautschicht. Mit full waveform LiDAR Messungen kann die strukturelle Komplexität eines Waldes aus vertikalen und volumetrischen Profilen genauer abgeleitet werden (Latifi 2015, Goetz 2007). Auf solch einer Datenbasis wurden bereits Kronendimensionen (Solberg et al. 2006), Kronenhöhe (Means et al. 2000), Stammvolumen (Holmgren et al. 2003), Kronenbedeckung (Riano et al. 2004), Holzvolumen (Tesfamichael et al. 2010), Biomasse (Lim et al. 2003) und Stammdichte (Hyypä et al., 2001) ermittelt. Full waveform LiDAR wird bei den amtlichen Befliegungen jedoch nicht standardmäßig erhoben.

4.4 Totholz

Bisherige Studien zur Abschätzung des Totholzanteils sind überwiegend empirischer Natur, beschränken sich auf regionale Untersuchungen und konzentrieren sich meist auf einzelne Formen von Totholz (z. B. Bater et al. 2009). Marchi et al. (2018) weisen in einem Übersichtsartikel darauf hin, dass es trotz zahlreicher Studien zur automatischen Extraktion von Totholzparametern aus Fernerkundungsdaten hierzu noch weiterer Forschung bedarf. So liegen nicht genügend Informationen darüber vor, wie gut sich die methodischen Ansätze für verschiedene Waldtypen anwenden lassen. Daher und aufgrund der technischen Eigenschaften optischer Sensoren (Kap. 2) wird eine deutschlandweite Ermittlung des Totholzvorkommens in dieser Arbeit ausdrücklich nicht verfolgt.

4.5 Kleinräumige Sonderstandorte

Größere Felsen können generell über amtliche LiDAR-Daten erkannt werden. Steine, Schutthalden, Rinnsale, Quellen, Moore und Sümpfe sind in Wäldern dagegen kaum über optische Fernerkundungsdaten detektierbar. Diese Sonderstandorte sind Heimat oder Rückzugsort für viele Insekten-, Spinnen- und Reptilienarten und damit naturschutzfachlich als besonders wertvoll zu erachten. Aufgrund des bundeseinheitlichen fernerkundlichen Ansatzes werden Kleinstrukturen im Rahmen des vorliegenden Projekts nicht berücksichtigt.

4.6 Gefährdung

Seltene, bedrohte und geschützte Pflanzen sind in Wäldern kaum über Methoden der Fernerkundung detektierbar, da sie meist am Boden oder in bodennahen Schichten vorkommen und von der oberen Kronenschicht verdeckt werden. Deshalb wird die Seltenheit einzelner Arten nicht in diesem Projekt behandelt. Gefährdung und Seltenheit können jedoch auch auf der Ebene von Pflanzengemeinschaften beurteilt werden. So gelten verschiedene Waldge-

sellschaften Deutschlands als in ihrem Fortbestand unterschiedlich stark gefährdet (Finck et al. 2017; Rennwald 2000). Diese Gefährdung wird auf Bundesebene über den Rote Liste-Status ausgedrückt. So werden z. B. die mittlerweile sehr seltenen Moorwälder in einer höheren Gefährdungskategorie der Roten Liste („vom Aussterben bedroht“) geführt als die weit verbreiteten Buchenwälder („gefährdet“ bzw. Waldgesellschaft der Vorwarnliste). Daneben existieren auch Unterschiede zwischen den Regionen Deutschlands. So sind z. B. Buchenwälder in Norddeutschland seltener als in Süddeutschland und daher in Norddeutschland als gefährdeter einzuschätzen.

Ob und wo gefährdete Waldtypen vorkommen, kann auf Grundlage der Artenzusammensetzung und unter Einbeziehung der Roten Listen für den Bund (RL-D) und der regionalen Langfrist-Gefährdung (rG) auf Ebene der Großregionen (siehe Finck et al. (2017)) abgeleitet werden.

4.7 Zusammenfassung der ermittelten naturschutzbezogenen Kriterien

Für die naturschutzfachliche Bewertung von Wäldern werden in dieser Studie mit Bezug auf das gesamte Bundesgebiet folgende Kriterien herangezogen:

1. Natürlichkeit der Artenzusammensetzung – als Grundlage dienen die fernerkundungsbasierte Klassifikation der Hauptbaumarten und die Karte der potentiell natürlichen Vegetation Deutschlands (BfN 2011).
2. Struktur – die obere Kronenstruktur des Waldbestandes wird aus LiDAR-basierten Höhendaten abgeleitet.
3. Gefährdung des Waldtypes – ermittelt auf Basis der fernerkundungsbasierten Klassifikation der Hauptbaumarten, der Roten Liste (RL-D, Bundesebene) und der regionalen Langfrist-Gefährdung auf Ebene der Großregionen (rG, Finck et al. 2017).

Daneben können über die Anwendung der Regeln aus Kroihner et al. (2017) Flächen mit potenziellem LRT-Charakter identifiziert werden (Kap. 6.4). Diese Information soll nicht in die Bewertung des Naturschutzwertes einfließen, da dieses Kriterium schon über die Bewertung der Artenzusammensetzung und den Rote Liste-Status eingeht. Jedoch veranschaulicht diese Darstellung ergänzend den Stellenwert, der diesen Wäldern für den Erhalt der biologischen Artenvielfalt beizumessen ist.

Die Quantifizierung der Kriterien Natürlichkeit, Gefährdung und Struktur (Kap. 6) bedarf jeweils der Betrachtung von benachbarten Pixelwerten. Zur Definition dieser räumlichen Abgrenzung war die Bildung räumlicher Waldeinheiten (Segmente) nötig, die im nachfolgenden Kapitel 5 beschrieben wird.

Zusätzlich unterliegt der Kriterienbewertung die pixelbasierte Baumartenklassifikation und naturschutzrelevante Datensätze (pnV, RL-D, rG). Die Qualität jedes dieser Einzelprodukte hat einen großen Einfluss auf die Verlässlichkeit der abzuleitenden naturschutzfachlichen Wertigkeit von Wäldern. Im Vergleich zu kleinräumigen Studien, die auf detaillierte Standortinformationen zurückgreifen, geht der hier gewählte generalisierende Ansatz womöglich mit größeren Unsicherheiten einher. Dafür ergibt sich eine bessere Übertragbarkeit der Methoden auf andere Regionen. Mit dem Ansatz, Prozessketten weitestgehend zu automatisieren, werden wiederkehrende Anwendungen mit aktualisierten Datensätzen auf nationalem Maßstab ermöglicht.

5 Bildung von Waldeinheiten

Die naturschutzfachliche Bewertung des Waldes wurde für einzelne räumliche Einheiten, die bezüglich Artenzusammensetzung und Bestandshöhe eine gewisse Homogenität aufweisen, durchgeführt. Die Generierung dieser Waldeinheiten erfolgt datengetrieben auf Basis der Baumartenklassifikation und – wo verfügbar – dem KHM (Abb. 3).

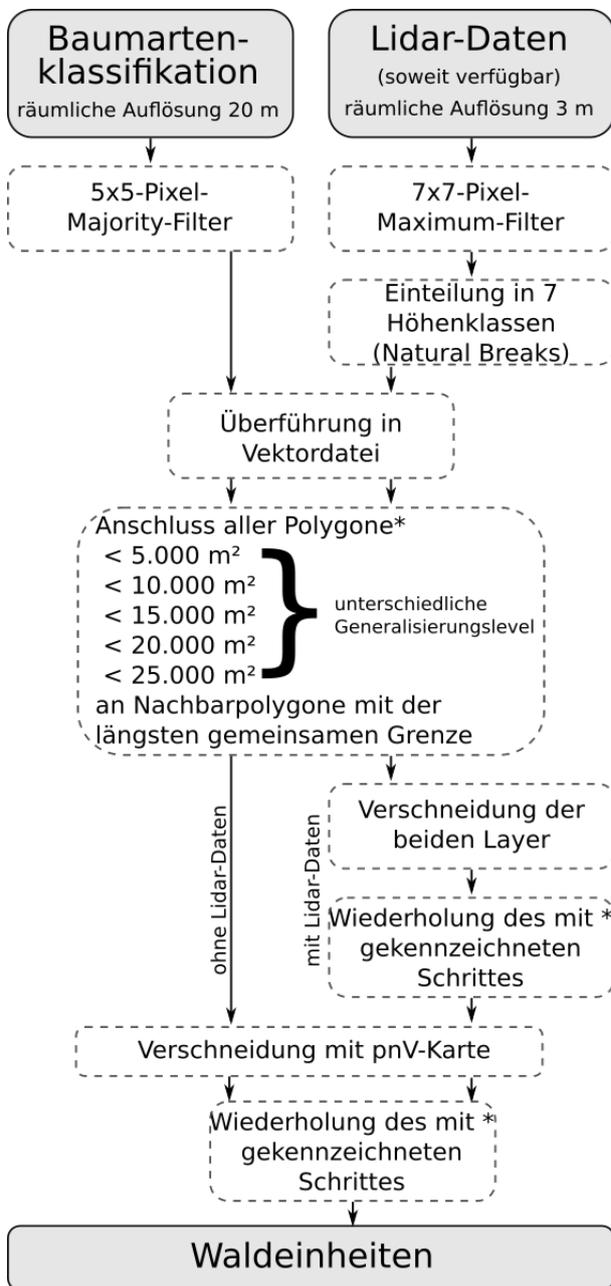


Abb. 3: Schematische Darstellung der Ableitung von Waldeinheiten

Hierzu wurde ein Maximum-Filter von 7x7 Pixel auf das erstellte KHM in 3 m räumlicher Auflösung angewendet. Die geglätteten Höhenwerte wurden nachfolgend mit der Methode „Natural Breaks“ in sieben Klassen eingeteilt. Diese Klassenanzahl wurde empirisch auf Grundlage der visuellen Interpretation der Ergebnisse ermittelt. Der klassifizierte Höhendatensatz wurde ebenfalls vektorisiert, wobei ein Anschluss der Flächen kleiner 5.000 m² (bzw.

Waldeinheiten auf Basis der Baumartenzusammensetzung

Die Baumartenklassifikation erfolgt pixelbasiert, wobei benachbarten Pixeln unterschiedliche Baumarten zugewiesen werden können. Damit eine Waldeinheit (Segment) aber ein möglichst homogenes Waldgebiet umfasst, ist zu bestimmen, welche Baumart in einem Gebiet am häufigsten vorkommt. In einem ersten Schritt ist daher für die Ableitung der Waldeinheiten eine Generalisierung des Klassifikationsergebnisses vorgenommen worden. Hierfür wurde ein 5x5-Pixel-Majority-Filter angewendet, womit einem Pixel die in seiner Umgebung am häufigsten vorkommende Baumart zugeschrieben wird. Diese generalisierte Klassifikation wurde in eine Vektor-Datei überführt. Die Mindestflächengröße der Segmente wurde auf 5.000 m² festgelegt. So wurden alle kleineren Flächen an die benachbarte Fläche mit der längsten gemeinsamen Grenze angeschlossen. Um abschätzen zu können, inwiefern eine Veränderung des Generalisierungsniveaus die naturschutzfachliche Bewertung beeinflusst, wurden zwei weitere Vektordatensätze aus Segmenten mit einer Mindestflächengröße von 15.000 und 25.000 m² erstellt.

Waldeinheiten auf Basis der Bestandshöhe

Aufgrund der Annahme, dass ein höherer Waldbestand tendenziell älter und damit naturschutzfachlich wertvoller ist, wurden für die Bildung von Waldeinheiten ebenfalls die Bestandshöhen berücksichtigt.

15.000/25.000 m²) an das nächstgrößere Nachbarpolygon erfolgte. Dieser Schritt wurde lediglich für die Bundesländer Thüringen und Nordrhein-Westfalen durchgeführt, also den Gebieten für die ein KHM auf Basis verfügbarer LiDAR Daten berechnet werden konnte.

Verschneidung der Waldeinheiten

Um die Abgrenzungen aus der Baumartenzusammensetzung und die der Bestandshöhe in einem Datenlayer zusammenzuführen, wurden die zwei Vektordatensätze miteinander verschnitten. Dadurch entstandene kleinere Flächen wurden auch hier erneut an das nächstgrößere Nachbarpolygon angeschlossen. Anstatt einmalig am Ende der Prozessierungskette, wurde das Anschließen der Kleinstflächen nach jedem Einzelschritt separat durchgeführt. Ansonsten hätte sich eine Vielzahl an Splitterpolygonen gebildet und eine Prozessierung der Daten stark erschwert. Zudem wäre die Zuweisung von Kleinflächen zu ihren Nachbarpolygonen zunehmend willkürlicher erfolgt.

Einbeziehung der pnV-Karte

Für die naturschutzfachliche Bewertung des Waldes ist die Natürlichkeit der Artenzusammensetzung der oberen Kronenschicht ein wichtiges Kriterium. Damit für jede Waldeinheit bekannt ist, welche Arten natürlicherweise vorkommen, wurden diese in einem letzten Schritt mit den Abgrenzungen aus der pnV-Karte verschnitten. Mit dem hier beschriebenen Segmentierungsansatz werden somit Waldeinheiten erstellt, die homogene Areale hinsichtlich Baumarten, ggf. der Baumhöhe und der potentiell natürlichen Vegetation abgrenzen. Die Waldeinheiten dienen im nächsten Schritt als räumliche Bezugseinheit für die Bewertung der ermittelten naturschutzbezogenen Kriterien.

6 Bewertung naturschutzbezogener Kriterien

Die Abschätzung des Naturschutzwertes von Wäldern baut auf den zuvor dargestellten methodischen Ansätzen der Baumartenklassifikation (Kap. 4) und der Bildung von Waldeinheiten (Kap. 5) auf. Mit diesen beiden neuen auf Fernerkundung basierenden Produkten ergibt sich zum einen eine Deutschlandkarte mit der Verteilung der Hauptbaumarten auf Pixelbasis und zum anderen ein Vektordatensatz, der die bewaldete Fläche Deutschlands hinsichtlich ihrer Baumartenverteilung und ggf. Bestandshöhe in Waldeinheiten unterteilt. In Kombination beider Datenlayer lassen sich für jede Waldeinheit die Hauptbaumarten ermitteln. Abb. 4 listet die Kriterien auf, die unter Hinzunahme weiterer naturschutzrelevanter Datensätze, zur Abschätzung des Naturschutzwertes herangezogen wurden.

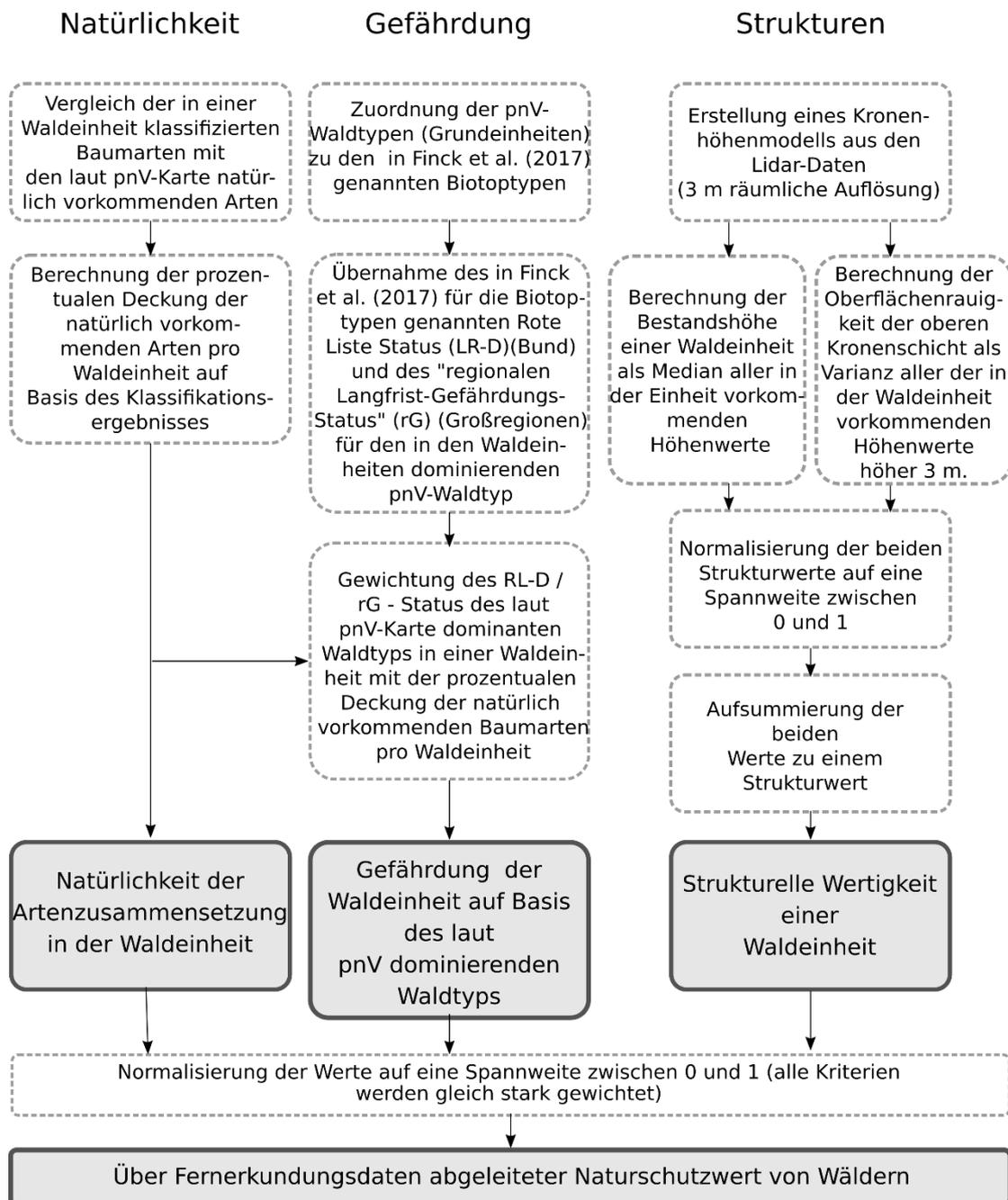


Abb. 4: Schematische Darstellung der drei Kriterien zur naturschutzfachlichen Bewertung von Wäldern

Ein Vergleich zwischen der klassifizierten Artenzusammensetzung und den laut pnV-Karte natürlich vorkommenden Arten ergibt für jede Waldeinheit eine Aussage zur Natürlichkeit der Vegetation bezogen auf die obere Kronenschicht (siehe Kap. 6.1).

Finck et al. (2017) listet den Rote Liste Status einzelner Biotoptypen auf Deutschlandebene (RL-D) sowie den Wert der „regionalen Langfrist-Gefährdung“ (rG) auf Ebene der Großregionen auf. Um Unterschiede in der Gefährdung herauszuarbeiten, wird der Anteil natürlich vorkommender Arten pro Waldeinheit mit RL-D bzw. rG des jeweiligen in der pnV geführten Hauptwaldtyps gewichtet (siehe Kap. 6.2).

Auf Grundlage der KHMe werden für die Bundesländer Nordrhein-Westfalen und Thüringen Bestandshöhen und Oberflächenrauigkeit der oberen Kronenschicht für das Kriterium Waldstruktur abgeleitet (siehe Kap. 6.3).

Um die drei Kriterienwerte vergleichbar zu machen, werden sie jeweils auf einen Wertebereich zwischen 0 und 1 normiert (Abb. 4). Die Bewertung der Natürlichkeit der Baumartenzusammensetzung, der Gefährdung und der Struktur werden schließlich miteinander zu einem Naturschutzwert zusammengefasst.

6.1 Anteil natürlich vorkommender Baumarten

Die Gebietsabgrenzungen in der pnV-Karte können einen aber auch mehrere Waldtypen umfassen, wobei auch in diesem Fall meist ein Waldtyp dominant ist. Da diese Waldtypen von unterschiedlicher syntaxonomischer Stellung sind und nicht immer mit der gängigen Definition von Waldgesellschaften in Einklang zu bringen sind, werden sie im Folgenden „Grundeinheiten“ genannt.

Um diese Daten im vorliegenden Projekt nutzen zu können, wurden für die einzelnen Grundeinheiten alle natürlich vorkommenden Baum- und Straucharten (Anfangs- bis Reifephase) in tabellarischer Form zusammengetragen. Für die Definition der Artenzusammensetzung einer Grundeinheit wurde überwiegend auf Band 1 der pnV-Karte (Suck et al. 2014a) zurückgegriffen. In einem zweiten Schritt wurde jeder Art eine von vier Deckungsstufen (bezogen auf die Reifephase) zugeteilt:

- (0) in der Grundeinheit nicht natürlicherweise vorkommend
- (1) Hauptbaumart
- (2) Nebenbaumart
- (3) seltene natürlich vorkommende Baumarten mit Deckungsanteilen bis ca. 10 %.

Als Hilfsmittel für die Zuteilung dieser vier Deckungsstufen konnte auf eine von R. Suck zur Verfügung gestellte Tabelle zurückgegriffen werden.

Im Rahmen des aktuellen Projekts ist es nicht möglich, alle in der pnV-Karte benannten Baumarten verlässlich zu erkennen. Zudem fanden Straucharten bei der Klassifikation keine Berücksichtigung. Dennoch wurde bei der Tabellenerstellung eine vollständige Aufnahme der holzigen Arten vorgenommen, um im Rahmen anderer Projekte weiterführende Auswertungen zu ermöglichen. Vielleicht lassen sich mit zukünftigen Fernerkundungsdaten und -methoden auch zusätzliche Baum- und Straucharten bestimmen. Infolgedessen wurden Straucharten durchgehend die Deckungsstufe 3 zugewiesen.

Kommen in einem Gebiet der pnV-Karte mehrere Grundeinheiten vor (z. B. Kalkbuchenwald und Erlenbruchwald), so wurden die Arten aller Grundeinheiten für das gesamte Gebiet als natürlich angenommen. Um den unterschiedlichen Deckungsverhältnissen im Entwicklungsverlauf eines Waldes Rechnung zu tragen, wurden die Deckungsstufen der einzelnen

Baumarten für die Schlusswaldphase nicht übernommen, sondern alle Arten als gleichwertig betrachtet, solange sie in der Fläche natürlich vorkommen. Ausgenommen waren hiervon die typischen forstlich genutzten Nadelhölzer Tanne, Fichte, Kiefer und Lärche. Wenn diese im Reifestadium ca. 10 % des Bestandes ausmachen, wurden sie ab einer Deckung von 20 % als gebietsfremd (da wahrscheinlich Forst) eingestuft und daher nicht in die Berechnung der Anteile der natürlich vorkommenden Baumarten einbezogen.

Auf Basis der Baumartenklassifikation wurde für jede Waldeinheit der prozentuale Anteil der vorkommenden Baumarten berechnet und zu einer Gesamtdeckungen der laut pnV-Karte natürlich vorkommenden Baumarten aufsummiert. Das Ergebnis bewegt sich zwischen den Werten 0 und 1. Dabei bedeuten 0, dass die Deckung gebietsfremder Arten 100 % beträgt und 1, dass nur Arten, die natürlicherweise im Gebiet vorkommen, an der Zusammensetzung der oberen Kronenschicht beteiligt sind.

6.2 Gewichtung nach Rote Liste-Status/Langfrist-Gefährdung

Informationen zum Rote Liste-Status der Wälder können aus zwei Quellen bezogen werden: Rennwald (2000) und Finck et al. (2017). In Rennwald (2000) findet die Zuordnung auf Basis von Pflanzengesellschaften statt und ist entweder als einzelner Wert für das gesamte deutsche Bundesgebiet oder für die Großlandschaften Tiefland, Mittelgebirge und Alpen verfügbar. Bei Finck et al. (2017) wird der Rote Liste-Status auf Deutschlandebene unterschiedlichen Biotoptypen zugeordnet. Neben einem einheitlichen Rote Liste-Status für das gesamte Bundesgebiet nennen Finck et al. (2017) auch einen regionalen Langfrist-Gefährdung-Status (rG) für sieben Großregionen Deutschlands. Dieser ist bezüglich seiner Einteilung in verschiedene Gefährdungsstufen mit dem Rote Liste-Status identisch.

Die Pflanzengesellschaften in Rennwald (2000) sind teilweise schwer oder gar nicht mit den in der pnV-Karte definierten Grundeinheiten (Waldtypen) in Einklang zu bringen. Da Finck et al. (2017) aktuelleren Ursprungs ist und das etwas gröbere Konzept der Biotoptypen besser auf die in der pnV-Karte definierten Grundeinheiten anwendbar ist, wurde diese Quelle für den hier vorgelegten Ansatz ausgewählt und den in der pnV-Karte vorkommenden Grundeinheiten der jeweils zutreffende Biotoptyp aus Finck et al. (2017) zugeordnet. Bis auf wenige Fälle war diese Zuordnung eindeutig. Wo dies nicht der Fall war, wurde dies in der Zuordnungstabelle vermerkt und im Allgemeinen der weniger wertvolle Biotoptyp ausgewählt.

Tab. 1: Gewichtungsfaktoren für den Rote Liste-Status bzw. die Langfrist-Gefährdung

Rote Liste-Status/regionale Langfrist-Gefährdung	Gewichtungsfaktor
1 (von Aussterben bedroht)	1.0
1-2 (von Aussterben bedroht bis stark gefährdet)	0.9
2 (stark gefährdet)	0.8
2-3 (stark gefährdet bis gefährdet)	0.7
3 (gefährdet)	0.6
3-V (gefährdet bis Vorwarnliste)	0.5
V (Vorwarnliste)	0.4
Keine Gefährdung	0.0

In einem zweiten Schritt wurden die Langfrist-Gefährdung für die drei landschaftlichen Großräume und der Rote Liste-Status für das Bundesgebiet zu den Grundeinheiten hinzugefügt. Diese wurden in einem weiteren Schritt in Gewichtungsfaktoren übersetzt, um eine Verrechnung mit der Deckung der natürlichen Baumarten zu ermöglichen (Tab. 1).

Den einzelnen Waldeinheiten wurden die Gewichtungsfaktoren der aus der pnV-Karte ersichtlichen dominanten Grundeinheit zugeordnet. Anschließend wurde der Deckungsanteil der natürlichen Vegetation der Waldeinheiten mit dem jeweiligen Gewichtungsfaktor der dominierenden Grundeinheit multipliziert. Daraus resultiert ein Gefährdungswert der sowohl die Deckung als auch die Natürlichkeit der Vegetation berücksichtigt. Die Werte bewegen sich zwischen 0 und 1. Der Wert 1 wird erreicht, wenn ein vom Aussterben bedrohter Waldtyp die gesamte Bezugsfläche bedeckt. Der Wert 0 wird erreicht, wenn in der Bezugsfläche keine für den Naturraum natürliche Baumart vorkommt und/oder wenn der Waldtyp als nicht gefährdet eingestuft wird.

Da die regionalen Unterschiede der Gefährdung eines bestimmten Waldbiototyps für die Quantifizierung des Naturschutzwertes als aussagekräftiger erachtet werden als der Rote Liste-Wert für das gesamte Bundesgebiet, wurde für die Berechnung der Gefährdungswertes ausschließlich auf die Langfrist-Gefährdung auf Ebene der Großregionen zurückgegriffen. Die alternative Verwendung des Rote Liste-Status ist jedoch ohne Weiteres möglich.

6.3 Oberflächenrauigkeit der Kronenschicht und mittlere Bestandshöhe

Zur Quantifizierung der Waldstruktur werden die Indikatoren Oberflächenrauigkeit der Kronenschicht und mittlere Bestandshöhe herangezogen. Diese werden auf Grundlage der erstellten Kronenhöhenmodelle für jede Waldeinheit ermittelt. Während für die Berechnung der Oberflächenrauigkeit die Standardabweichung ein gängiges Maß ist (z. B. Atkins et al. 2018), wird der Median der gemessenen Kronenhöhen häufig für die Charakterisierung der Bestandshöhe herangezogen (z. B. Hardimen et al. 2018). In Analysen hat sich jedoch herausgestellt, dass das Quadrat der Standardabweichung, also die Varianz, für die Darstellung der Oberflächenrauigkeit geeigneter ist, da sie zu einer gleichmäßigen Verteilung der Werte über den Wertebereich führt. Bei der Berechnung beider Maße wird sich auf Mao et al. (2018) bezogen, wonach nur Höheninformationen über 3 m in die Berechnungen einzubeziehen sind. Hiermit soll ausgeschlossen werden, dass Bestandslücken das Ergebnis verfälschen. Um etwaige Extremwerte bzw. Messfehler auszuschließen sind ferner nur Werte kleiner des 99 %-Quantils in die Auswertung eingeflossen. Abschließend wurden beide Größen auf einen Wertebereich zwischen 0 und 1 skaliert und nachfolgend zu einem Strukturparameter zusammengefasst.

Die Kronendeckung, ein weiteres häufig verwendetes Maß, und Lichtungen wurden in die Bewertung nicht einbezogen. Insbesondere im Hinblick auf eine deutschlandweite Anwendung lässt sich schwer abschätzen, ob diese Lücken natürlichen Ursprungs (z. B. lichte Moorwälder, Windwurf) oder auf (intensive) Durchforstungsmaßnahmen zurückzuführen sind. Eine solche Unterscheidung könnte in weiterführenden Studien auf Grundlage LiDAR basierter Zeitreihenanalysen und einer expliziten Erfassung der Geometrie von Freiflächen vorgenommen werden.

6.4 Wälder mit LRT-Charakter

Das Wissen über die Verbreitung von Waldgesellschaften mit LRT-Charakter außerhalb von FFH-Gebieten ist lückenhaft. Obwohl diese Wälder keinem generellen gesetzlichen Schutz unterliegen, sind sie aufgrund ihres begrenzten Vorkommens von hohem gemeinschaftlichem Interesse und schutzwürdig. Daher hat die Schaffung einer verbesserten Datengrundlage zu diesen Waldflächen auch für den Naturschutz eine große Relevanz.

Kroiher et al. (2017) entwickelten Regeln zur Bestimmung der aktuell möglichen Wald-LRT. Berücksichtigt werden dabei die Standortbestimmung, die Waldentwicklungsphase und Baumarten der Hauptbestockung. Im Rahmen dieser Studie werden die folgenden einheit-

lichen Regeln für die Abgrenzung angewendet, die sich auf Waldentwicklungsphasen mit geringem bis sehr starken Baumholz (ab 20 cm Brusthöhendurchmesser) beziehen:

- Die Hauptbaumart muss mindestens 30 % Deckung haben
- Die Deckung der Haupt- und Nebenbaumart beträgt mindestens 50 %
- Die Deckung der Haupt- Neben- und Pionierbaumart beträgt mindestens 70 %
- In Laubholz-dominierten Wald-LRTen darf der Nadelholzanteil maximal 50 % betragen.

Die Baumartenklassifikation dieser Studie beschränkt sich auf wenige Hauptbaumarten, die der Hauptbestockung zuzuordnen sind, und eine Laubholzklasse, die auch nicht potenziell natürliche Arten beinhaltet. Eine flächendeckende Ausweisung von Waldeinheiten mit potenzieller LRT-Ausstattung wurde im Rahmen dieses Projektes dennoch untersucht. Vereinfacht und in Anlehnung an Kroiher et al. (2017) werden in dieser Studie Waldeinheiten mit mindestens 70 % Deckung der natürlich vorkommenden Baumarten als Flächen mit potenziellem LRT-Charakter ausgewiesen. Dieser wird als ergänzendes Kriterium für naturschutzfachlichen Wert von Waldeinheiten in den Karten dargestellt.

7 Ergebnisse

7.1 Baumartenklassifikation

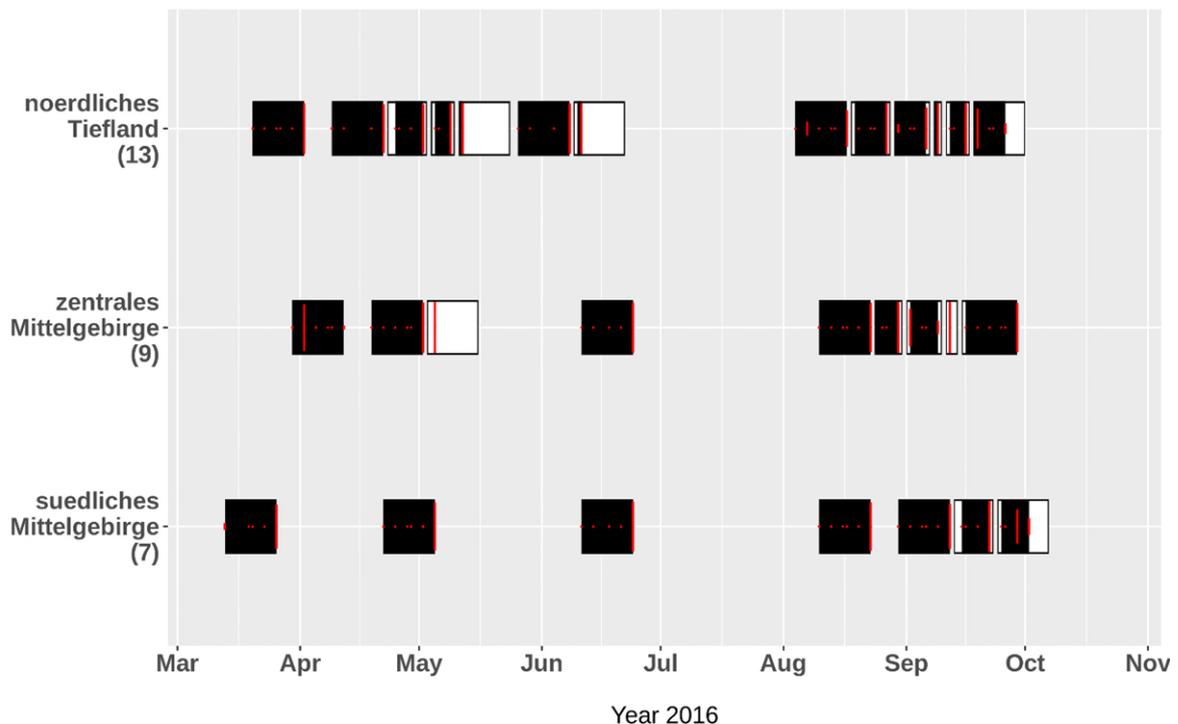


Abb. 5: Verteilung der Kompositzeiträume (schwarz-weiße Rechtecke) für die drei landschaftlichen Großräume. Angabe der Gesamtanzahl in Klammern. Die Definition der Kompositzeiträume erfolgte auf Basis der Forsteinrichtungsdaten und wolkenfreien Sentinel-2 Beobachtungen aus dem Jahr 2016.

Für die landschaftlichen Großräume variiert sowohl die Anzahl, als auch die zeitliche Abfolge der vom Algorithmus ermittelten Kompositzeiträume (Abb. 5). Die roten Striche innerhalb des schwarzen Bereiches eines jeden Rechteckes visualisieren die relative Menge an Daten, die aus einer Satellitenbeobachtung zur Erstellung des Trainingsdatensatzes verwendet wurde. Inklusive des weißen Bereiches der Rechtecke ergeben sich Kompositzeiträume von maximal 14 Tagen. Im nördlichen Tiefland wurden zwischen März und September 13 Zeiträume, in der Region des zentralen Mittelgebirges 9 und im südlichen Mittelgebirge hingegen nur 7 Kompositzeiträume definiert. Im Monat Juli wurden in keiner Region ausreichend wolkenfreie Sentinel-2-Pixel pro Baumart gefunden. Auch aus dem Herbstmonat Oktober, in dem Blattverfärbungen üblicherweise besonders stark hervortreten, konnten kaum Satellitendaten für die Klassifikation verwendet werden. Im Schnitt fallen die meisten Kompositzeiträume in die Monate April/Mai und August/September. Im Vergleich fällt auf, dass für die Region südliches Mittelgebirge besonders im Frühjahr weniger wolkenfreie Zeiträume verfügbar waren.

Jene Sentinel-2-Pixel, die für die Erstellung der Kompositzeiträume berücksichtigt wurden, sind in Abb. 1 in den Farben Gelborange und Magenta dargestellt. Aufgrund der methodischen Vorgehensweise ist jedoch nur ein Teil dieser Pixel in die RF Modelle eingeflossen (in Abb. 1 in der Farbe Magenta dargestellt). Damit konnte ein Großteil der Trainingsdaten (meist zwischen 60 % und 90 %) für die Validierung der Klassifikationsergebnisse verwendet werden (Tab. 2).

Tab. 2: Prozentualer Anteil der Trainingsdaten an der Ergebnis-Validierung

Landschaftlicher Großraum	Kiefer	Lärche	Fichte	Douglasie	Laubholz	Eiche	Buche	Hainbuche	Erle	Weide
nördl. Tiefland	90,7	83,7	89,6	81,7	93,5	79,6	71,9	69,7	83,7	
zent. Mittelgebirge	77,8	88,8	87,1	86,6	93,0	86,2	78,1		82,1	
südl. Mittelgebirge	65,4		71,8	42,5	41,0	70,2	64,2			39,8

Tab. 3: Confusion Matrix für den Großraum nördliches Tiefland

	Kiefer	Lärche	Fichte	Douglasie	Laubholz	Eiche	Buche	Hainbuche	Erle	BG
Kiefer	13226663	34400	62076	23889	156660	55255	20417	404	16208	97,28
Lärche	21114	70793	2510	615	3771	1388	3528	65	946	67,60
Fichte	176467	4402	99636	9817	5586	4999	4690	104	3509	32,22
Douglasie	24586	1061	6448	28800	1020	1322	1075	46	577	44,35
Laubholz	236883	19616	9010	1540	173524	38356	20892	464	26884	32,92
Eiche	129361	5189	4868	1724	48511	263279	29059	656	13731	53,04
Buche	41936	3995	2409	907	6435	11562	189239	827	2849	72,74
Hainbuche	198	15	0	2	40	52	186	851	12	62,76
Erle	104645	6488	6933	1414	66767	40753	14831	703	115628	32,28
PG	94,73	48,5	51,39	41,92	37,53	63,14	66,65	20,66	64,12	90,14

Tab. 4: Confusion Matrix für den Großraum zentrales Mittelgebirge

	Kiefer	Lärche	Fichte	Douglasie	Laubholz	Eiche	Buche	Erle	BG
Kiefer	37901	3689	31808	626	1213	1094	5457	275	46,19
Lärche	3946	2710	4962	329	158	383	7272	93	13,65
Fichte	33718	2865	246795	6168	2372	3570	17151	1023	78,68
Douglasie	307	22	4960	6669	54	338	968	34	49,95
Laubholz	2855	490	7805	1136	4420	11136	27628	1343	7,78
Eiche	1167	283	4643	961	1128	20649	14733	932	46,41
Buche	2237	1284	6237	934	1544	8725	152723	859	87,5
Erle	932	197	4724	524	1162	4126	8091	2848	12,6
PG	45,63	23,48	79,12	38,44	36,68	41,28	65,26	38,45	65,26

Tab. 5: Confusion Matrix für den Großraum südliches Mittelgebirge

	Kiefer	Fichte	Douglasie	Laubholz	Eiche	Buche	Weide	BG
Kiefer	17745	1805	140	44	1105	1151	20	80,62
Fichte	4909	27088	427	63	833	1885	24	76,89
Douglasie	25	189	249	0	45	25	1	46,63
Laubholz	273	378	5	50	241	584	3	3,26
Eiche	1516	963	64	81	15931	2890	21	74,22
Buche	2132	1856	54	243	2958	17182	6	70,33
Weide	40	15	5	1	26	33	419	77,74
PG	66,61	83,88	26,38	10,37	75,36	72,35	84,82	74,39

Die Baumartenklassen, die entsprechend den in Kapitel 3.4 angegebenen Schwellenwerten für die Klassifikation ausgewählt wurden, waren

- für das nördliche Tiefland: Kiefer, Lärche, Fichte, Douglasie, Eiche, Buche, Hainbuche, Esche, Bergahorn, Robinie, Birke, Erle, Pappel, Weide und Linde;
- für das zentrale Mittelgebirge: Kiefer, Lärche, Fichte, Douglasie, Eiche, Buche, Esche, Birke und Erle;
- für das südliche Mittelgebirge: Kiefer, Fichte, Douglasie, Eiche, Buche und Weide.

Viele der nur kleinräumig bzw. vereinzelt vorkommenden Baumarten (Bergahorn, Robinie, Birke, Pappel, z.T. Weide, Linde) waren vom Klassifikator nicht zufriedenstellend vorherzusagen. Deshalb wurden diese Baumarten für die naturschutzfachliche Bewertung ausgeschlossen und der Laubholzklasse zugeteilt.

Die Tabellen Tab. 3, Tab. 4 und Tab. 5 listen für die drei Großräume die Baumarten auf, die in der Klassifikationskarte (Abb. 6) ausgewiesen werden. Die Güte der Klassifikation ist in Produzenten- (PG), Benutzer- (BG) und der Gesamtgenauigkeit (**fett**) angegeben (Congalton 1991). Die Gesamtgenauigkeit beträgt 65,3 % für das zentrale Mittelgebirge, 74,4 % für das südliche Mittelgebirge und 90,1 % für das nördliche Tiefland. Damit ergibt sich für Deutschland eine durchschnittliche Gesamtgenauigkeit von 76,6 %. Von den vier Nadelholzklassen Kiefer, Lärche, Fichte und Douglasie erzielt die Kiefer mit über 90 % die höchste Benutzer- und Produzentengenauigkeit im nördlichen Tiefland. Die geringste Klassifikationsgenauigkeit weist die Klasse Lärche im zentralen Mittelgebirge auf (Benutzergenauigkeit nur knapp 14 %), erreicht im nördlichen Tiefland hingegen eine Benutzergenauigkeit von ca. 68 %. Im südlichen Mittelgebirge wurde die Lärche aufgrund einer zu geringen Anzahl an Trainingspixeln nicht klassifiziert. Mit ca. 80 % erzielt die Fichte im südlichen und zentralen Mittelgebirge robuste Genauigkeitswerte.

Bei den Laubhölzern weisen die Klassen Eiche (75 %) und Buche (70 %) im südlichen Mittelgebirge relativ stabile Werte auf. Im zentralen Mittelgebirge erreicht die Buche mit 87 % Benutzergenauigkeit eine höhere Klassifikationsgenauigkeit als die Eiche (maximal 46 %). Im nördlichen Tiefland unterscheidet sich die Produzentengenauigkeit der Eiche und Buche kaum (ca. 65 %), wobei die Benutzergenauigkeit der Buche mit 73 % deutlich höher als die der Eiche liegt (53 %). Im südlichen Mittelgebirge ist zusätzlich die Weide mit einer durchschnittlichen Genauigkeit von ca. 80 % klassifiziert worden. Die Weide kommt in geschlossenen Wäldern nur mit geringer Deckung vor. Entsprechend gering war die Anzahl der Trainingspixel und ist die Anzahl ausgewiesener Weidepixel in der Klassifikationskarte. Gleiches

gilt für die Hainbuche im nördlichen Tiefland, deren Benutzergenauigkeit mit über 60 % dreimal so hoch ausfällt wie deren Produzentengenauigkeit. Im Vergleich zur Weide und Hainbuche hat die Erle ein größeres Verbreitungsgebiet. So wurde die Erle sowohl im zentralen Mittelgebirge, als auch im nördlichen Tiefland klassifiziert, wobei die Produzentengenauigkeit in beiden Großräumen mit 64 % bzw. 38 % höher liegt als die Benutzergenauigkeit. Die Laubholzklasse schließt je nach landschaftlichem Großraum die Baumarten Pappel, Esche, Bergahorn, Linde, Robinie, Birke und Weide ein und erreicht maximal einen Genauigkeitswert von 37 %.

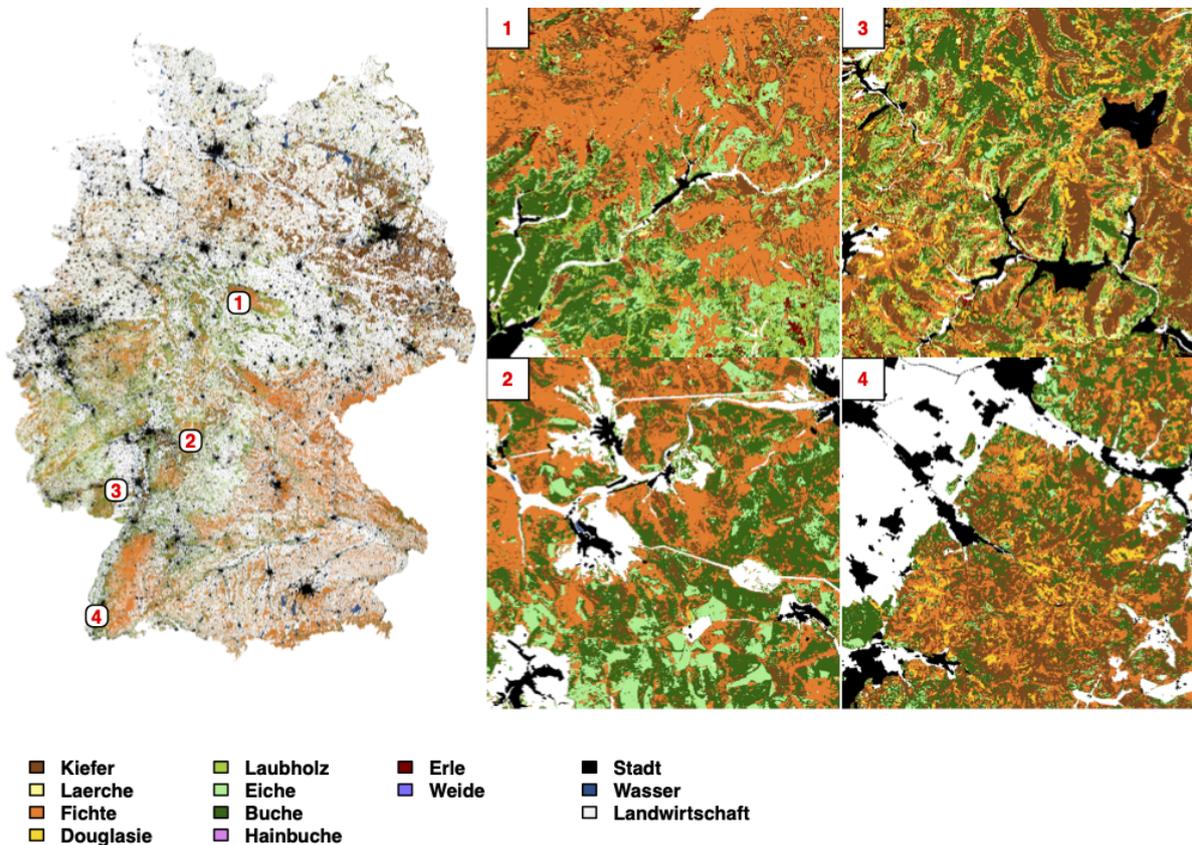


Abb. 6: Klassifikationsergebnis für Deutschland mit den klassifizierten Klassen Kiefer, Lärche, Fichte, Douglasie, Laubholz, Eiche, Buche, Hainbuche, Erle, Weide. Die Klassen Stadt, Wasser und Landwirtschaft sind dem ATKIS Datensatz (© GeoBasis-DE / BKG 2015) entnommen worden.

Ein Blick auf das Klassifikationsergebnis in Abb. 6 (oder im WebGIS: www.ufz.de/land-cover-classification/forest) zeigt, dass die ausgedehnten Kiefernforste auf den sandigen Böden Norddeutschlands vom Klassifikator gut detektiert werden. Die Fichte, in Deutschland der wichtigste Holzlieferant, dominiert hingegen die Mittelgebirge. Die vergrößerten Kartenausschnitte zeigen den Harz (1) mit dominierenden Fichtenbeständen in topographisch höheren Lagen und einer Zunahme an Eichen- und Buchenbeständen entlang des Harzer Südhangs. Eine ähnliche Artenzusammensetzung aus Fichte, Buche, Eiche findet man im Spessart (2). Die Ausschnitte aus der Pfalz (3) und dem südwestlichen Schwarzwald (4) zeigen eine heterogenere Artenzusammensetzung vornehmlich bestehend aus Kiefer, Fichte, Douglasie und Buche. In der Pfalz gehören zudem viele Flächen der Klasse Eiche und Lärche sowie der Laubholzklasse an.

Die Häufigkeitsverteilung der Baumarten wurde innerhalb der Trainingsdatensätze viermal iterativ angepasst, um die Flächenanteile der klassifizierten Baumarten an die der BWI anzugleichen. In Abb. 7 werden die Ergebnisse beispielhaft für die Bundesländer Brandenburg

(nördliches Tiefland), Rheinland-Pfalz (hauptsächlich zentrales Mittelgebirge) und Baden-Württemberg (südliches Mittelgebirge) präsentiert. In Brandenburg wurde die Kiefer in allen vier Klassifikationsläufen häufiger ausgewiesen, als in der BWI angegeben. Während die Kiefer nach der ersten Klassifikation noch stark überrepräsentiert war (mehr als 15 %), hat sich ihr Flächenanteil nach der vierten Iteration den BWI Daten deutlich angeglichen (unter 10 %). Ein ähnliches Beispiel zeigt sich in Rheinland-Pfalz, wo nach der ersten Iteration die Buche mit über 20 % stark überrepräsentiert war. Nach der vierten Iteration konnte ihr Flächenanteil so stark reduziert werden, dass sie leicht unterhalb der BWI-Angaben liegt. In Baden-Württemberg änderte sich an den hohen Flächenanteilen der Fichte und Buche sowie der zu geringen Ausweisung der Laubholzklasse über alle vier Iterationen hinweg nur wenig. Generell sind Anpassungen bei der Klassengewichtung in nur kleinen Schritten vorgenommen worden, womit die Angleichung an die BWI-Werte letztlich nur näherungsweise gelang. Dennoch ist festzustellen, dass mit einer zunehmenden Regionalisierung, also der Verschneidung von Bundesland und landschaftlichem Großraum, und unter Verwendung der BWI Daten, die Baumartenverteilung realistischer abgebildet werden konnte.

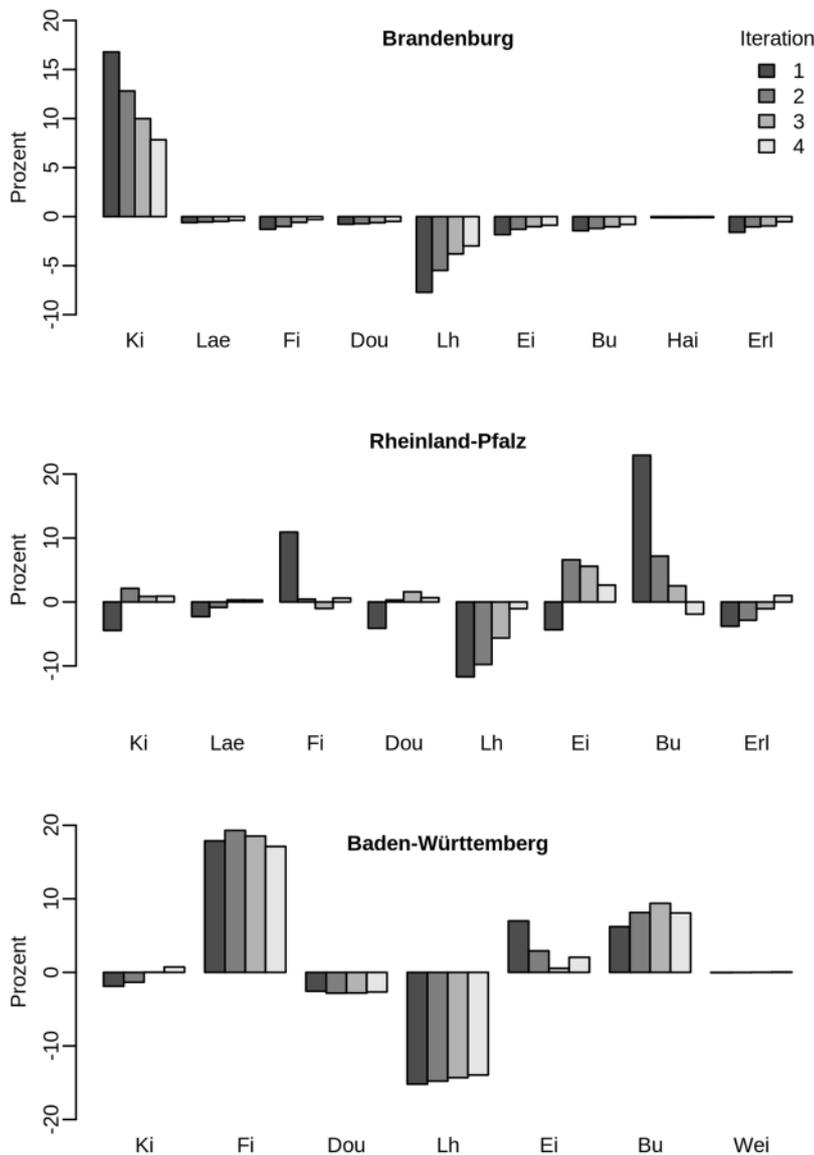


Abb. 7: Veränderungen der Flächenanteile pro Baumarten bei Anpassung des Trainingsdatensatzes (4 Iterationen). Angegeben ist die Differenz zwischen dem prozentualen klassifizierten Flächenanteil und dem prozentualen BWI-Flächenanteil für Brandenburg, Rheinland-Pfalz und Baden-Württemberg

7.2 Waldeinheiten

Die durchschnittliche Größe der Waldeinheiten hängt von der gewählten Mindestflächengröße und von den Daten, die für die Erstellung der Waldeinheiten zugrunde gelegt werden, ab. Beruht die Bildung der Waldeinheiten einzig auf der Baumartenklassifikation führt dies selbst bei einer Mindestflächengröße von nur 5000 m² zu eher großflächig zusammenhängenden Gebieten (Abb. 8A). Dies liegt meist daran, dass die großflächig aufgeforsteten Kiefern- und Fichtenbestände in einem Segment zusammengefasst werden. Die ebenfalls häufig vorkommenden Baumarten Buche und Eiche treten meist in natürlichen Mischwäldern auf. Die heterogene Baumartenverteilung begünstigt hier die Bildung kleinerer Waldeinheiten. Während die Baumartenklassifikation (20 m-Auflösung) lediglich 10 Klassen unterscheidet, ist die Menge der Merkmalsausprägungen beim KHM (3 m-Auflösung) um ein Vielfaches höher. Für die Generierung der Waldeinheiten wurde deshalb die Baumhöheninformation in 7 Klassen eingeteilt. Bei der Segmentierung bildeten sich dennoch wesentlich kleinere Waldeinheiten (Abb. 8C). Mit der Erhöhung der Mindestflächengröße ist es jedoch möglich, die Größe der Waldeinheiten anzupassen.

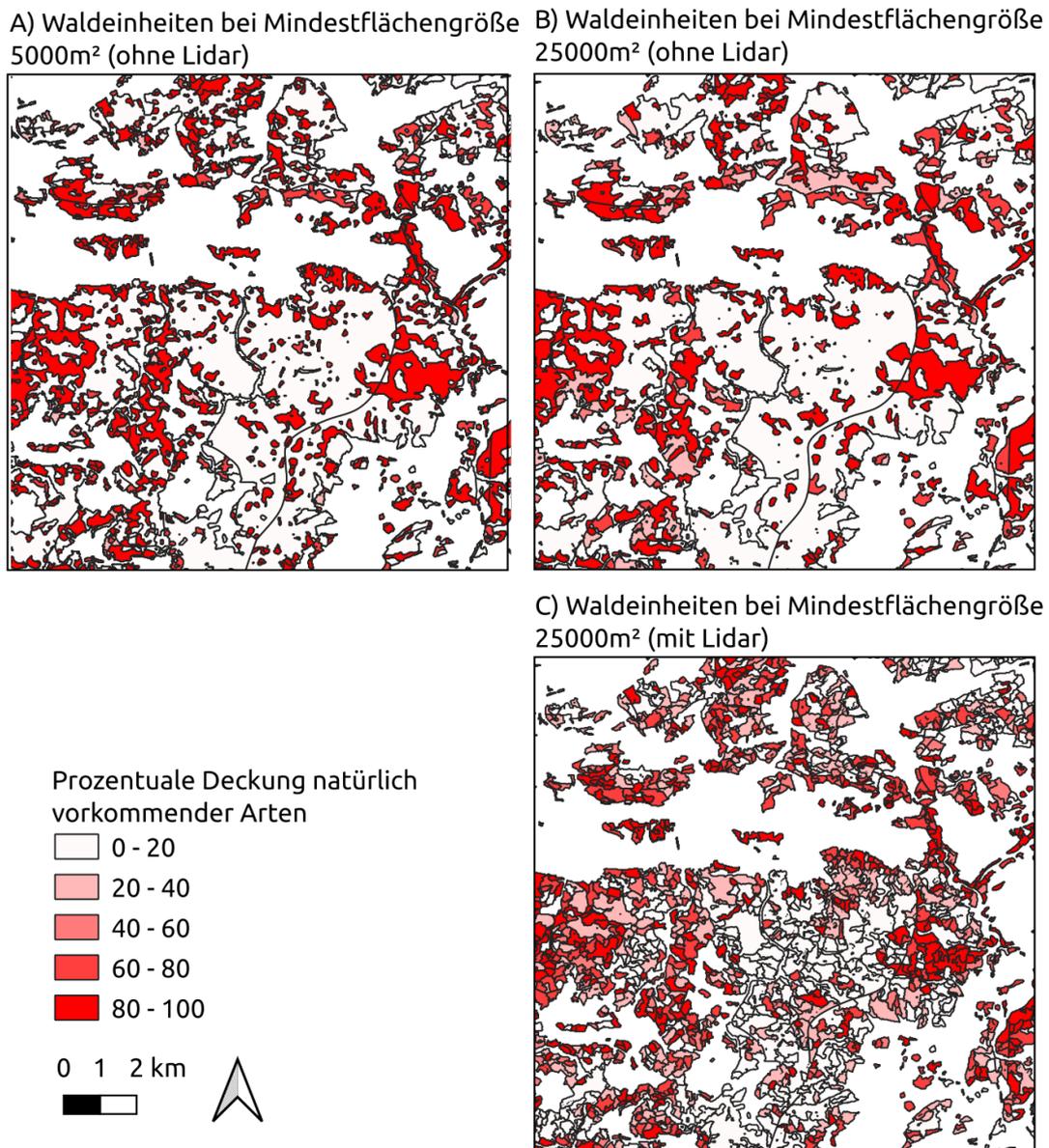


Abb. 8: Auswirkung der Bezugsflächengröße (=Waldeinheiten) auf die Darstellung

Das Beispiel der prozentualen Deckung der natürlich vorkommenden Baumarten macht deutlich, wie sich Unterschiede in der Abgrenzung und Größe der Waldeinheiten auf deren Bewertung auswirken. In Abb. 8 ist der Deckungsanteil (0-100 %) in 5 gleich große Klassen eingeteilt. Verglichen werden Waldeinheiten mit einer Mindestflächengröße von 5.000 m² (A) und 25.000 m² (B). In beiden Fällen wurde einzig die Baumartenklassifikation als Datengrundlage verwendet. Die meisten Waldeinheiten in (A) weisen entweder einen sehr geringen Anteil oder einen sehr hohen Anteil natürlich vorkommender Arten auf. Werden kleinere Flächen benachbarten Waldeinheiten angeschlossen, ergeben sich vermehrt Deckungsanteile im mittleren Prozentbereich (B). Wie erwähnt, führt die Einbeziehung des KHM (C) zu einer deutlich feineren Segmentierung der Waldfläche. Dadurch werden die Deckung der natürlich vorkommenden Baumarten sowie ihre Abstufungen räumlich wesentlich detaillierter dargestellt. Dennoch paust sich das Verteilungsmuster an Gebieten mit höheren Deckungsanteilen aus B grundsätzlich auch in C durch.

7.3 Bewertungskriterien: Beziehung und Gewichtung

Die Kriterien „Gefährdung“ und „Anteil natürlich vorkommender Arten“ (Abb. 9A) korrelieren stark miteinander. Dies ist erwartbar, da sich der Gefährdungswert aus der Multiplikation der prozentualen Deckung natürlich vorkommender Arten und der regionalen Langfrist-Gefährdung der in der pnV-Einheit dominierenden Grundeinheit (aus Finck et al. 2017) errechnet. Dennoch zeigt sich deutlich, dass die verschiedenen regionalen Langfrist-Gefährdungsgrade (rG) (in diesem Fall drei) zu einer unterschiedlichen Bewertung der Schutzwürdigkeit führen. Für seltenere und gefährdeter Waldtypen wird somit eine höhere Bewertung der Schutzwürdigkeit erzielt.

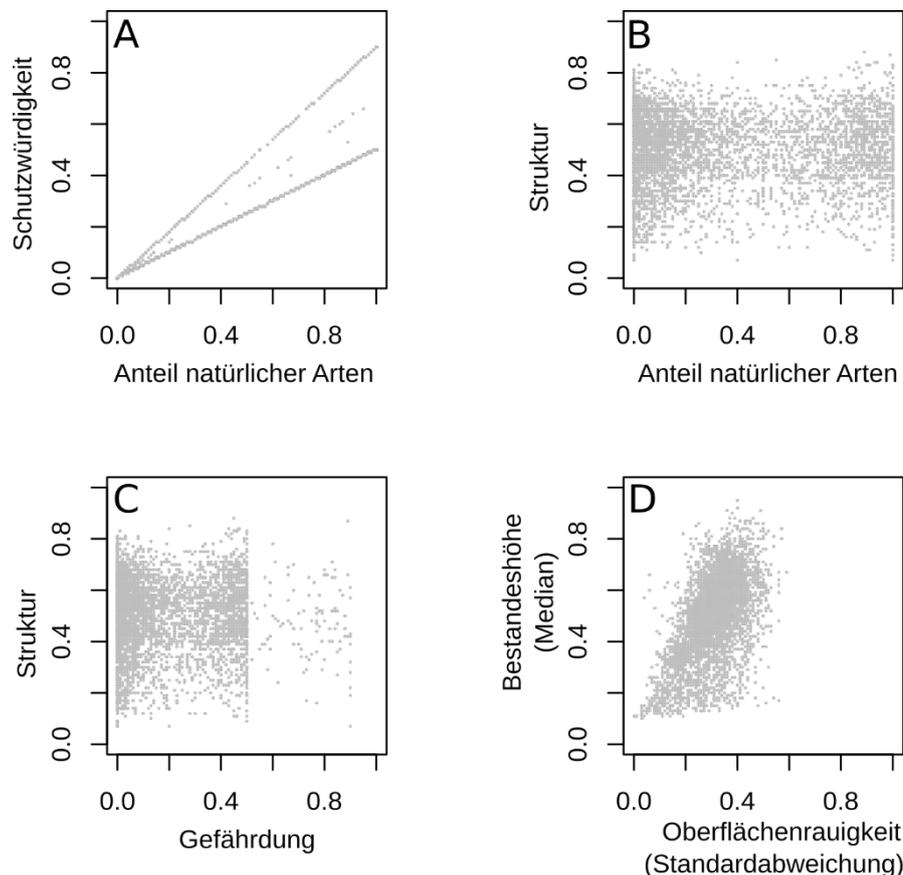


Abb. 9: A-C zeigen die Beziehungen der drei Kriterien untereinander. D verdeutlicht das Verhältnis der mittleren Bestandeshöhe und der Oberflächenrauigkeit der oberen Kronenschicht, welche zum Parameter „Struktur“ zusammengefasst werden.

Das Kriterium „Struktur“ weist weder vom Kriterium „Anteil natürlich vorkommender Arten“ (B) noch von dem der „Gefährdung“ (C) Abhängigkeiten auf (Abb. 9C). Die Ausdünnung der Punkte ab einem Gewichtungsfaktor größer 0,5 (siehe Tab. 1) ist der Seltenheit von Waldtypen mit höherem Gefährdungsgrad geschuldet. Die „mittlere Bestandshöhe“ und „Oberflächenrauigkeit der oberen Kronenschicht“ (Abb. 9D), die zu einem einzigen Strukturparameter zusammengefasst wurden,

weisen einen leichten Zusammenhang ($R^2 = 0,32$) auf. Dies lässt darauf schließen, dass höhere und damit oft ältere Bestände tendenziell eine größere Strukturvielfalt der oberen Kronenschicht aufweisen. Anstelle der Standardabweichung hat sich für die Berechnung des Strukturparameters letztlich das Quadrat der Standardabweichung (=Varianz) als geeigneter Parameter herausgestellt.

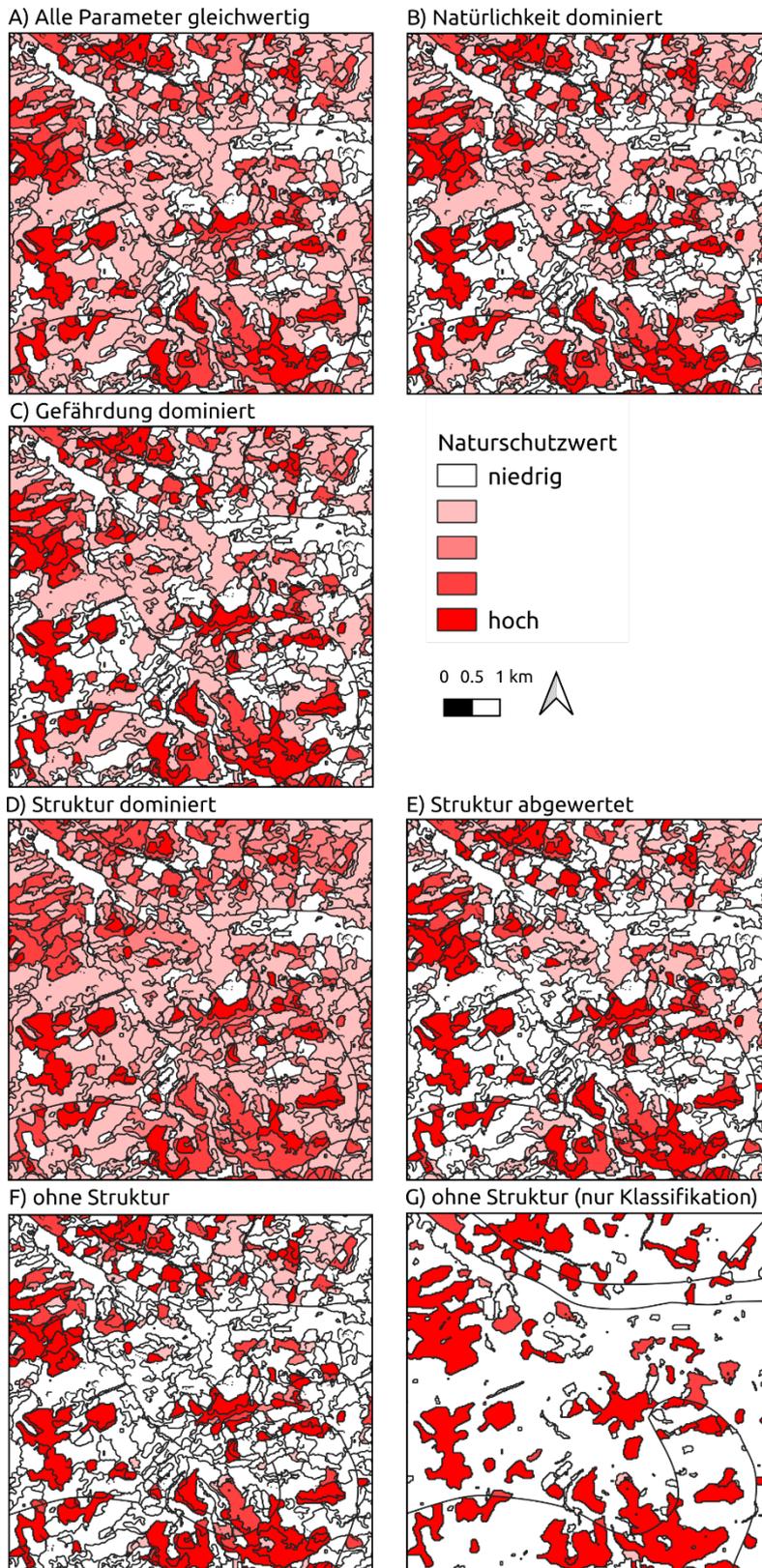


Abb. 10: Auswirkungen von unterschiedlichen Gewichtungen der Kriterien auf das Darstellungsergebnis. Bei A gehen alle Kriterien mit gleicher Gewichtung ein. Bei B-D wird jeweils ein Kriterium hervorgehoben und geht doppelt in den Naturschutzwert ein. Bei E ging die Struktur im Vergleich zu den anderen Kriterien nur mit halbem Gewicht ein. F und G stellen den Naturschutzwert ohne das Strukturkriterium dar. Bei G wurde für die Bildung der Waldeinheiten kein KHM benutzt.

In Abb. 10 ist der berechnete Naturschutzwert pro Waldeinheit dargestellt. Dabei wurde der Wertebereich zwischen 0 (niedriger Naturschutzwert) und 1 (hoher Naturschutzwert) in fünf gleich großen Klassen unterteilt. Wenn alle Kriterien gleich stark gewichtet werden (Abb. 10A), ist der Anteil an Flächen mit niedrigem Naturschutzwert gering. Bei einer höheren Gewichtung des „prozentualen Anteils natürlich vorkommender Baumarten an der oberen Kronenschicht“ (B) oder der „Gefährdung“ (C) wird ein größerer Anteil der Flächen als geringwertig eingeschätzt. Viele Waldeinheiten erhalten einen mittleren Naturschutzwert, wenn die „Struktur“ (D) verstärkt in die Berechnung einfließt. Bei einer reduzierten Gewichtung der „Struktur“ (E) erhöht sich hingegen die Anzahl an Waldeinheiten mit niedriger Bewertung. Bleibt die „Struktur“ (F und G) unberücksichtigt, teilt sich die Bewertung der Waldeinheiten größtenteils in die niedrigste und höchste Kategorie auf. Wird bei der Bildung der Waldeinheiten das KHM nicht berücksichtigt (G) vergrößern sich die Flächen der Segmente deutlich.

7.4 Flächen mit potenziellem LRT-Charakter

Waldeinheiten, deren Anteil natürlich vorkommender Baumarten mindestens 70 % beträgt (Kroiher et al. 2017), sind in Abb. 11 als LRT-Potenzialflächen ausgewiesen. Da das hohe Maß an Natürlichkeit bereits in die Bewertung eingeflossen ist, verwundert es nicht, dass vornehmlich Waldeinheiten der höchsten Naturschutzwertkategorie LRT-Charakter aufweisen. In der mittleren Kategorie ist dies nur vereinzelt der Fall, womit dieser Ansatz eine weitere wichtige naturschutzfachliche Bewertung erlaubt. So lassen sich potentiell wertvolle Flächen in naturschutzfachliche Planungen berücksichtigen, denen außerhalb von FFH-Gebieten kein besonderer Schutz zuteilwird (sofern sie nicht einem gesetzlich geschützten Biotoptyp entsprechen). Da diese Studie rein auf (optischen) Fernerkundungsdaten basiert, ist eine ganzheitliche Beschreibung von Wald-LRTen jedoch nicht möglich. Vielmehr soll mit der Ausweisung von LRT-Potenzialflächen beispielhaft gezeigt werden, inwiefern die Ergebnisse der hier neu entwickelten Methoden prinzipiell für weiterführende Anwendungen und Fragestellungen herangezogen werden können.

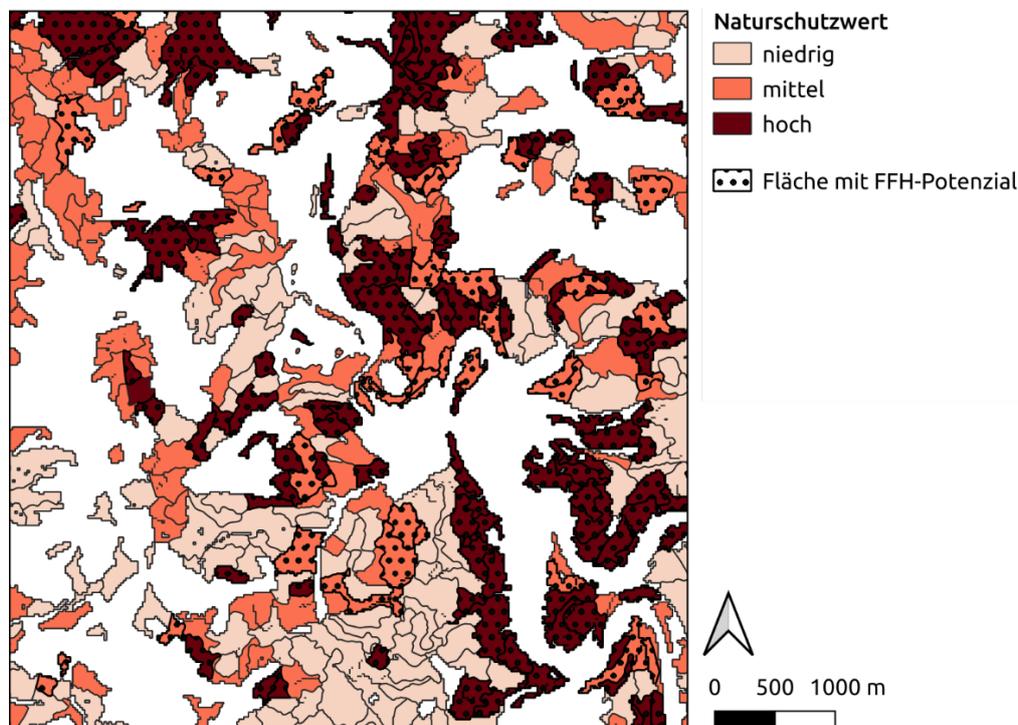


Abb. 11: Darstellung der Flächen mit potenziellem LRT-Charakter nach den Regeln von Kroiher et al. (2017), unterlegt mit den Naturschutzwertkategorien, wenn alle Kriterien gleichwertig in die Bewertung eingehen.

7.5 Darstellung der Ergebnisse

Der erreichte Stand der deutschlandweiten Baumartenklassifikation und der abgeschätzten naturschutzfachlichen Bewertung für die generierten Waldeinheiten sind in einen Web Map Service (WMS) überführt worden. Die Karten können unter der Adresse:

www.ufz.de/land-cover-classification/forest

abgerufen werden. Der berechnete Naturschutzwert stellt eine stetige Variable zwischen 0 und 1 dar. Zur besseren Visualisierung wurden die kontinuierlichen Werte in drei gleich große Klassen unterteilt und als niedriger, mittlerer und hoher Naturschutzwert zusammengefasst.

Da die naturschutzfachliche Bewertung auf einer Reihe von Kriterien beruht, wäre das Hinzufügen zusätzlicher Kartenebenen zum Web Map Service denkbar. Je nach Interessengruppe und thematischer Fragestellung können folgende Informationen als Kartendienst zur Verfügung gestellt werden:

- laut pnV-Karte dominierender natürlicherweise vorkommender Waldtyp (=Grundeinheit) sowie das Kürzel des Vegetationstypenkomplexes der pnV (Hinweis auf alle weiteren laut pnV möglichen Waldtypen),
- RL-Status (auf Deutschlandebene) und regionale Langfrist-Gefährdung (auf Ebene der Großregion) bezogen auf den laut pnV-Karte natürlicherweise dominierenden Waldtyp,
- prozentuale Deckung der klassifizierten Baumarten,
- Gesamtdeckung der in der Fläche natürlich vorkommenden Baumarten,
- Gefährdungswert pro Flächeneinheit (sowohl auf Basis der regionalen Langfrist-Gefährdung als auch des RL-Status),
- Oberflächenrauigkeit der oberen Kronenschicht (Standardabweichung und Varianz der Baumhöhenangaben pro Waldeinheit),
- mittlere Bestandshöhe (Median der Baumhöhenangaben).

8 Diskussion

8.1 Baumartenklassifikation

Das Klassifikationsverfahren APiC wurde im Rahmen dieses Projektes für die fernerkundliche Bestimmung von Baumarten entwickelt. Dieses lässt sich, wie in Preidl et al. (2020) demonstriert, zudem für die Identifikation von landwirtschaftlichen Kulturarten anwenden. Um den unterschiedlichen biogeographischen Bedingungen in Deutschland Rechnung zu tragen, wurde ein regionalisierter Klassifikationsansatz gewählt. Dafür wurde das Bundesgebiet in landschaftliche Großräume unterteilt und für jede dieser drei Regionen unabhängig eine Baumartenkarte erzeugt. Gegebenenfalls führt dies dazu, dass sich die Baumartklassen zwischen den Großräumen unterscheiden. Während das Verbreitungsgebiet einiger Baumarten natürlicherweise auf bestimmte Regionen beschränkt ist, bleiben andere Baumarten bei der Klassifikation unbeachtet, weil sie in den Forsteinrichtungsdaten fehlen bzw. stark unterrepräsentiert sind. So wurde die Hainbuche nur im nördlichen Tiefland aufgrund der umfangreichen Daten aus Brandenburg klassifiziert.

Ungeachtet dessen gilt für alle landschaftlichen Großräume gleichermaßen, dass nur diejenigen Flächen klassifiziert werden, die im Digitalen Landschaftsmodell als Wald ausgewiesen sind. Nach Sturmereignissen oder Krankheitsbefall können in kurzer Zeit große Waldgebiete zerstört werden. Amtliche kartographische Produkte können somit nicht immer die aktuellen räumlichen Informationen liefern. Ähnliches gilt auch für hochaufgelöste europäische bzw. globale Fernerkundungsprodukte wie die Copernicus High-Resolution Forest Type Map (10/20/100 m Auflösung) oder die TanDEM-X-Waldkarte (50 m Auflösung). Für die Generierung einer aktuelleren Waldmaske würden sich zukünftig die bildbasierten digitalen Oberflächenmodelle der Länder anbieten.

Dem datengetriebenen Konzept von APiC ist zugrunde gelegt, dass ausschließlich native Satellitendaten und keine synthetisch erzeugten Spektraldaten verarbeitet werden. Dies führte dazu, dass für jeden landschaftlichen Großraum eine unterschiedliche Anzahl an Kompositzeiträumen erstellt wurden, die sich aus der Wolkenbedeckung in den Sentinel-2 Trainingsdaten ergaben. Mit den flächendeckenden Forsteinrichtungsdaten aus Brandenburg konnten so im nördlichen Tiefland die meisten Kompositzeiträume erstellt werden. Mit weniger verfügbaren Inventurdaten ist auch die Anzahl der Kompositzeiträume für das zentrale und südliche Mittelgebirge geringer. Gleichzeitig stehen für diese Regionen auch weniger Daten für die Validierung des Klassifikationsergebnisses zur Verfügung, womit ein direkter regionaler Vergleich der Klassifikationsgüte erschwert wird.

Vergleicht man die Gesamtgenauigkeit in den Tabellen Tab. 3, Tab. 4 und Tab. 5 mit der Anzahl der Kompositzeiträume (Abb. 5), ergibt sich jedoch kein unmittelbarer Zusammenhang. Das zentrale Mittelgebirge hat trotz zweier zusätzlicher Kompositzeiträume eine 10 % geringere Gesamtgenauigkeit als das südliche Mittelgebirge. Das nördliche Tiefland hingegen weist zugleich den höchsten Wert bei der Anzahl an Kompositzeiträumen, als auch bei der Gesamtgenauigkeit auf. Entscheidend für die Klassifikationsgüte ist nicht nur die Anzahl und Länge, sondern eben auch die Verteilung der Zeiträume innerhalb eines Jahres. Mit einer breiten Verteilung erhöht sich die Wahrscheinlichkeit, dass phänologische Ausprägungen einer Art als spektrales Unterscheidungskriterium in die Klassifikation einfließen.

In der Klassifikation wurden nur die Waldabteilungen der Forsteinrichtung berücksichtigt, die mindestens zu 75 % von einer Baumart dominiert sind. In diesem Fall verbleibt ein Flächenanteil von 25 %, der von anderen Baumarten eingenommen werden kann. Wie sich die Baumarten innerhalb der Abteilungen räumlich verteilen ist dabei unbekannt. Auf Seiten der Satellitendaten können so vermehrt Mischpixel oder Spektralsignaturen unterschiedlicher

Baumarten innerhalb einer Abteilung auftreten. Dies hat zur Folge, dass sich die Varianz im spektralen Datensatz einer Baumart erhöht und die Abgrenzung zu anderen Baumarten an Schärfe verliert.

Ferner können kleinräumige Unterschiede in den Wachstumsbedingungen innerhalb eines landschaftlichen Großraumes diesen Effekt verstärken. Dem könnte mit einer stärkeren Regionalisierung bei der Baumartenklassifikation entgegengewirkt werden. Eine kleinräumigere Gebietseinteilung auf Basis der Bodenklimaräume oder phänologischer Karten des Deutschen Wetterdienstes wäre als Grundlage vorstellbar. Solch ein Ansatz ist jedoch nur umsetzbar, wenn für jede Gebietseinheit eine ausreichende Menge an Referenzdaten (Forsteinrichtungskarten) vorliegt. Das Gegenteil war in dieser Studie der Fall, sodass aufgrund der ungleichmäßigen räumlichen Verteilung der bereitgestellten Inventurdaten die ursprünglichen sieben Großräume zu drei Regionen zusammengefasst werden mussten.

Neben dem Aspekt der spektralen Heterogenität zeigte sich, dass die Häufigkeit, mit der Baumarten im Trainingsdatensatz vertreten sind, für ein gutes Klassifikationsergebnis bedacht werden sollte. Anhand der Klassifikation von Feldfrüchten wird hierzu in Preidl et al. (2020) ein methodisches Vorgehen unter Verwendung des out-of-bag errors von RF vorgestellt. Das Klassifikationsergebnis der Baumarten konnte verbessert werden, indem zusätzlich die prozentualen Flächenanteile der Baumarten aus der BWI zum Aufbau der Trainingsdatensätze berücksichtigt wurden. Trotz mangelnder Forsteinrichtungsdaten und zusammengelegter landschaftlicher Großräume konnten so mittels 23 regional angepasster Trainingsdatensätze die Anteile klassifizierter Baumarten an vor-Ort Abschätzungen angepasst werden. Eine weitere Annäherung der Ergebnisse an die BWI Daten ist unter Durchführung weiterer Iterationsläufe für zukünftige Klassifikationen durchaus möglich.

Mit diesem Ansatz ist schließlich eine gute Gesamtgenauigkeit von 76,6 % bei der Klassifikation der Baumarten erreicht worden. Im Durchschnitt sind insbesondere die Ergebnisse für die hierzulande häufigsten Baumarten Eiche, Buche, Fichte und Kiefer als gut zu bewerten. Baumarten, die zwar weit verbreitet sind, aber zumeist nur vereinzelt in Wäldern vorkommen, wurden – zum Teil auch abhängig vom Großraum – mit einer niedrigeren Genauigkeit klassifiziert. Die meisten dieser Arten wurden deshalb der Laubholzklasse angeschlossen. Insbesondere sind hier Baumarten wie Esche und Birke aber auch der Ahorn zu nennen. In diesen Fällen könnten auch Ungenauigkeiten in den Referenzdaten eine Rolle gespielt haben. Zudem ist zu vermuten, dass die räumliche Auflösung von 20 m des Sentinel-2-Satelliten insbesondere bei vereinzelt auftretenden Baumarten zu niedrig ist.

Für den Naturschutz wäre es jedoch wichtig, auch weniger dominante Baumarten robust detektieren zu können. In diesem Zusammenhang ist eine kleinräumige Betrachtung interessant: Viele Bereiche des Leipziger Auwalds wurden als Laubholzklasse ausgewiesen. Da die hier weit verbreiteten Arten Esche und Ahorn in die Laubholzklasse eingeordnet sind, ist dies nachvollziehbar und richtig. Neben der Laubholzklasse wurde jedoch auch die im Auwald selten vorkommende Schwarz-Erle auffällig häufig klassifiziert. Sie gedeiht auf nassen, grundwasserbeeinflussten Standorten sehr gut und ist hier anderen Baumarten überlegen. Daher kommt sie auch im Spreewaldgebiet häufig und z. T. im Reinbestand vor. Entsprechend werden auch in der Nähe von Lübbenau im Spreewald viele Erlen-Areale in der klassifizierten Baumartenkarte ausgewiesen. Dies untermauert die hohe Produzentengenauigkeit und die geringere Benutzergenauigkeit, die für die Erle erzielt wurde. Das Beispiel Leipziger Auwald zeigt überdies, dass aus dem Klassifikationsergebnis im Grundsatz weiterführende naturschutzfachliche Erkenntnisse abgeleitet werden können. Inwieweit z. B. die Erle generell als Anzeiger von wertvollen Laubmischwäldern auf grundwasserbeeinflussten Standorten gelten kann, muss noch untersucht werden.

Hinsichtlich der Hauptbaumarten ist festzustellen, dass das Gütemaß zuweilen stark zwischen den Regionen variiert. So werden Eiche und Kiefer im zentralen Mittelgebirge mit unter 50 % klassifiziert, erreichen in den anderen Regionen aber Werte zwischen 60 und 90 %. Die Tanne ist in dem Großraum südliches Mittelgebirge nicht klassifiziert worden, obwohl sie im Schwarzwald ein relativ großes Verbreitungsgebiet aufweist. Dass die Tanne nicht als Klasse etabliert wurde ist auf den Mangel an Forsteinrichtungsdaten aus Süddeutschland zurückzuführen. Als Konsequenz scheinen viele Bestände der Tanne der Fichte-Klasse zugeordnet worden zu sein. Dies würde die Überrepräsentation der Fichte in Abb. 7 erklären. Vermutlich wurde im Schwarzwald auch die Douglasie zu selten detektiert, was sich ebenfalls in Abb. 7 widerspiegelt.

Mit der entwickelten Klassifikationsroutine APiC konnten bundesweit die wichtigsten Baumarten fernerkundlich erfasst werden. Zunächst wurden für die Klassifikation Satellitendaten lediglich eines Kalenderjahres verwendet. In einem nächsten Schritt wäre anzustreben, zusätzliche Satellitenbilder aus weiteren Jahren in die Klassifikation einzubinden, um die Dichte an Kompositzeiträumen zu erhöhen. Dies ist auch deshalb vielversprechend, da ab dem Jahr 2017 mit Aufnahmen des Tandem-Satelliten Sentinel-2B eine deutlich größere Datengrundlage zur Verfügung steht. Mit einer längeren Zeitspanne an Satellitenbeobachtungen ist die Chance erhöht, Kompositzeiträume auch in den Sommer- und Herbstmonaten zu erhalten. Viele der hier diskutierten Aspekte zeigen, dass die Genauigkeit der Baumartenerfassung erhöht werden kann, indem weitere qualitativ hochwertige Forsteinrichtungskarten der Bundesländer zur Verfügung gestellt werden. Ein wesentlicher Gewinn bestünde darin, dass der Klassifikationsansatz dann stärker regionalisiert angewandt werden könnte.

In Bezug zu den hier entwickelten automatisierten Prozessketten, bliebe ein wesentliches Problem dennoch bestehen. Die Inventurdaten liefern innerhalb von gewissen Gebietsgrenzen keine räumliche explizite Information über die Baumartenverteilung. Im Rahmen dieser Studie sind hierzu weitreichende Untersuchungen (Spektralanalysen) durchgeführt worden. Weiterführende methodische Ansätze wären in möglichen Folgeprojekten zu entwickeln.

8.2 Waldeinheiten als Bezugsfläche

In (semi-) naturnahen Ökosystemen sind Übergänge zwischen Pflanzengesellschaften meist graduell. Eine Beschreibung dieser kontinuierlichen Veränderung von Landschaftsstrukturen ist auf Basis von Fernerkundungsdaten möglich (Leitão et al. 2015, Schwieder et al. 2016, Schmidlein und Sassin 2004). In diesem Projekt bezieht sich die naturschutzfachliche Bewertung dennoch auf scharf abgegrenzte Waldeinheiten, die mittels eines Segmentierungsansatzes gebildet wurden. Insbesondere in naturnahen Waldgebieten kann dieses Verfahren nur zu generalisierenden Ergebnissen führen, die der tatsächlichen Komplexität des Ökosystems nur teilweise gerecht werden. Die meisten Wälder Deutschlands werden jedoch seit Jahrhunderten intensiv genutzt, wodurch sich benachbarte Waldbestände mitunter scharf durch ihr Alter und ihre Artenzusammensetzung voneinander abgrenzen und sich relativ leicht in Segmente einteilen lassen. Die Ausweisung scharfer Flächengrenzen lehnt sich zudem an gängige Verfahren des Naturschutzes an, z. B. der FFH-Kartierung. Vorteil des entwickelten Segmentierungsverfahrens ist es, dass sich die Größe der Waldeinheiten je nach gewünschtem Generalisierungsgrad leicht anpassen lässt. Bei einer bundesweiten Betrachtung kann eine stärker verallgemeinernde Darstellung bei einer Mindestflächengröße von 25000 m² als ausreichend erachtet werden. Für kleinräumige Fragestellungen, z. B. für Anwendungen auf der Planungsfeststellungsebene von Infrastrukturprojekten, sind kleinere Mindestflächengrößen womöglich besser geeignet.

Generell führte die Einbeziehung von Strukturparametern in die Bildung von Waldeinheiten zu einer deutlichen Verkleinerung der durchschnittlichen Flächengröße. Dies liegt maßgeblich an der großen räumlichen Variabilität der Baumhöhe und an der höheren Auflösung des aus LiDAR Daten abgeleiteten KHM. Prinzipiell ist zu erwarten, dass sich unter Hinzunahme von Höheninformationen die unterschiedliche Beschaffenheit der Waldfläche detaillierter abgrenzen lässt. Andererseits kommt es bei der Ausweisung sehr kleinteiliger Segmente vor, dass sich benachbarte Waldeinheiten z. T. stärker in ihrem Naturschutzwert unterscheiden als es bei einer großräumigen Betrachtung plausibel ist. In Feldarbeiten wäre zu überprüfen, mit welcher Einstellung der Mindestflächengröße die Verhältnisse vor Ort am besten wiedergegeben werden können.

8.3 Die pnV-Karte als Grundlage für die Natürlichkeit von Wäldern

Die Bewertung der Natürlichkeit auf Basis der potenziell natürlichen Vegetation (pnV) steht immer wieder in der Kritik (z. B. Kowarik 1987; Chiarucci et al. 2010), da sie u. a. als zu statisch wahrgenommen wird. Verfechter des Konzepts meinen jedoch, dass das pnV-Konzept oft falsch verstanden wird (z. B. Loidi et al. 2010) und betonen, dass mit der pnV eine wertvolle Referenz für das ökologische Wiederherstellungspotenzial von terrestrischen Ökosystemen gegeben wird (Moravec 1998). Dennoch werden Entwicklungsdynamiken laut Stark et al. (2019) nicht oder nur unzureichend einbezogen. Damit können die aus naturschutzfachlicher Sicht wertvollen Sekundärwälder, wenn die aktuell dort etablierten Hauptbaumarten nicht in der pnV-Einheit genannt sind, nicht realistisch bewertet werden. Beispielfhaft seien hier Eichenwälder auf ehemaligen Moorstandorten genannt. Zudem werden ökologisch wertvolle frühe Entwicklungsphasen in der pnV-Karte entweder nicht berücksichtigt oder bewusst als naturfern eingestuft (Swanson et al. 2010).

Aus diesem Grund wurden in diesem Vorhaben alle Baumarten, die laut pnV-Karte natürlich vorkommen, also Arten sowohl des Pionier- als auch des Reifestadiums, gleichwertig in die Berechnung der Deckung der natürlich vorkommenden Baumarten einbezogen (sofern klassifiziert). Hier sei erwähnt, dass die Laubholzklasse ein Zusammenschluss unterschiedlichster natürlich und nicht natürlich vorkommender Arten umfasst, womit sie nicht in die Berechnung des Anteils natürlich vorkommender Arten einbezogen werden konnte. Es ist jedoch davon auszugehen, dass es sich hierbei vielfach um natürlich vorkommende Baumarten handelt und daher die tatsächliche Übereinstimmung mit der pnV und letztlich der Naturschutzwert von wertvollen Laubmischwäldern nicht selten unterschätzt wird. Mit den angestrebten Verbesserungen in der Baumartenklassifizierung kann insbesondere eine höhere Genauigkeit in der Ausweisung der seltener in Reinbeständen vorkommenden einheimischen Laubholzarten wie Ahorn und Erle aber auch von nicht natürlich vorkommenden wie Roteiche und Robinie erwartet werden. Dies könnte letztlich die Definition einer Laubholzklasse, die im naturschutzbezogenen Kontext schwierig zu interpretieren ist, verzichtbar machen.

Die typischen Forstarten Kiefer und Fichte wurden nicht in die Berechnung des Kriteriums „Anteil natürlich vorkommender Arten“ einbezogen, wenn sie als Begleitbaumart in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet mit auffallend hohem Deckungsgrad auftraten. Es war davon auszugehen, dass es sich hierbei in der Regel um einen naturfernen Forst handelt, was in den meisten Fällen auch bestätigt wurde. Weiter stellte sich heraus, dass dieses Vorgehen ebenfalls auf die Fichte und Kiefer als Nebenbaumarten angewendet werden sollte, um z. B. Kiefermonokulturen im natürlichen Verbreitungsgebiet der Kiefer eine verringerte naturschutzfachliche Wertigkeit zuzuweisen. Dies würde besonders die Einstufung von Waldeinheiten (Wirtschaftswälder) im östlichen Brandenburg betreffen, denen wegen des hohen Kieferanteils eine nur bedingt gerechtfertigte hohe Schutzwürdigkeit zugeschrieben wurde.

Mit Blick auf den Klimawandel stellt sich die Frage, wie lange die aktuelle pnV-Karte in Anbetracht nachhaltiger Veränderungen der Standortfaktoren noch Gültigkeit haben wird. Der hier vorgestellte Ansatz ist also langfristig darauf angewiesen, dass die entsprechenden Entwicklungen in der Verbreitung von Pflanzenarten in die pnV-Karte einbezogen werden. Trotz der genannten Einschränkungen war die pnV-Karte für das vorliegende Projekt von großem Wert, da hier deutschlandweit und in einheitlicher Form Informationen über die natürlichen Verbreitungsgebiete von Waldtypen zugänglich sind. Die pnV-Karte stellt die aktuelle potenziell natürliche Vegetation im Maßstab 1:500.000 dar, woraus sich bei einer deutschlandweiten Anwendung ein beachtlicher Informationsgehalt der Karte ergibt. Dennoch beeinflussen notwendige Generalisierung auch stets die Genauigkeit der Darstellung. Dazu zählen neben dem Kartenmaßstab u.a. auch die scharfen Grenzziehungen der pnV-Einheiten. Etwaige Darstellungsungenauigkeiten fließen bei Folgeanalysen mit weiteren Datensätzen unweigerlich in die Berechnung des Naturschutzwertes ein.

8.4 Bewertungsschema

Bei der Ausarbeitung des naturschutzfachlichen Bewertungsschemas wurden unterschiedliche Möglichkeiten der Kriteriengewichtung zum einen empirisch untersucht. Zum anderen wurde als Ergebnis einer Diskussion Einigkeit darüber erreicht, dass dem Kriterium der Natürlichkeit einer Waldeinheit prinzipiell ein höheres Gewicht beigemessen werden sollte, als den abgeleiteten Informationen aus den Baumhöhendaten. Damit ist letztlich die Struktur im Vergleich zu den anderen beiden Kriterien Natürlichkeit und Gefährdung nur mit halbem Gewicht eingeflossen. Dabei handelt es sich um eine Entscheidung, die regionale Besonderheiten vernachlässigt. Bei kleinräumigerer Betrachtungsskala könnte argumentiert werden, dass in einer Region, in der sehr junge Wälder vorherrschen, alten und strukturreichen Wäldern ein höherer Naturschutzwert zuzuweisen ist – ungeachtet dessen, wie naturnah oder naturfern die Artenzusammensetzung ist.

Neben der Gewichtung der einzelnen Kriterien bestimmt die Qualität der aus Fernerkundungsdaten abgeleiteten Ergebnisse, also die Baumartenklassifikation und die Berechnungen der Waldstrukturparameter, maßgeblich den Naturschutzwert. Bei ersterem spielt die Auswahl der zu klassifizierenden Baumarten als auch die Klassifikationsgüte eine entscheidende Rolle. Für die Bestimmung der Strukturparameter sollte auf möglichst aktuelle LiDAR Daten zurückgegriffen werden, damit Veränderungen aufgrund von Sturmereignissen sowie Durchforstung und Abholzung in den Analysen Beachtung finden können.

Als dritter Punkt ist zu nennen, dass die mittels der Klassifikation ausgewiesenen Baumarten und Waldtypen teilweise von denen der pnV-Karte abweichen. Zum einen ist der Unterwuchs in Wäldern mit optischen Satellitensensoren nicht zu erfassen, zum anderen können einige der in der pnV-Karte genannten Baumarten spektral nicht unterschieden werden und wurden deshalb als Arten einer Gattung in einer Klasse zusammengefasst. Damit konnten keine Unterscheidungen vorgenommen werden, welche der in einem pnV-Komplex genannten Grundeinheiten (also Waldtypen) in der jeweiligen Waldeinheit dominiert. Vereinfachend wurde daher immer die in der pnV als dominierend beschriebene Grundeinheit angenommen. Ob der zugewiesene Rote Liste-Status bzw. die regionale Langfrist-Gefährdung zur tatsächlich ausgebildeten Vegetation passt, ist daher unklar.

Unsicherheiten könnten so z. B. bei Nadelwäldern auf Moorstandorten entstehen. Ob es sich im Einzelfall tatsächlich noch um einen intakten oder mittlerweile degradierten Moorwald handelt, wurde im Rahmen dieser Studie zwar nicht untersucht, könnte aber mittels fernerkundlicher Analysen der oberen Kronenschicht ohnehin nur begrenzt geklärt werden. Außerdem werden bei dieser Vorgehensweise weitere in der Fläche kleinräumig vorkommende,

wahrscheinlich oft gefährdetere Grundeinheiten, unterschlagen. Für die Aussagekraft des hier ausgewiesenen Naturschutzwertes von Wäldern im Kontext eines großskaligen Ansatzes auf Bundesebene ist letzteres wohl vernachlässigbar.

9 Fazit und Ausblick

Im vorliegenden Projekt ist eine Prozesskette etabliert worden, die es ermöglicht, auf Grundlage von bundesweiten räumlich hochaufgelösten Fernerkundungsdaten

- Hauptbaumarten zu klassifizieren,
- die klassifizierte Waldfläche zu segmentieren und
- die segmentierten Waldeinheiten naturschutzfachlich zu bewerten.

Die semi-automatische Auswertung der hier verwendeten Sentinel-2-Satellitenbilder und Baumhöheninformationen aus LiDAR-Daten erlaubt es zukünftig, Ergebniskarten auf Basis einer neuen Datengrundlage zu aktualisieren und bei Bedarf einzelne methodische Schritte zu modifizieren und zu erweitern.

Die Klassifikationsroutine APiC ist im Rahmen dieser Arbeit maßgeblich entwickelt worden (Preidl et al. 2020). Neben der Klassifizierung der Baumarten wurde APiC bereits erfolgreich für die flächendeckende Kartierung landwirtschaftlicher Fruchtarten angewendet. Bei Verfahren des maschinellen Lernens, die hier zum Einsatz kommen, spielen für das Erreichen hoher Klassifikationsgenauigkeiten Referenzdaten eine entscheidende Rolle. Daher wäre es wünschenswert, den Zugang zu Daten der Waldinventur zu erleichtern, Aufnahmeprotokolle bundesweit zu vereinheitlichen, um den Informationsaustausch zwischen Forstbehörden bzw. forstlichen Versuchsanstalten und der Wissenschaft bzw. Forschung weiter zu stärken.

Im Rahmen dieser Studie war die Menge an Referenzdaten insbesondere im Nordwesten und Südosten Deutschlands unzureichend. Eine höhere räumliche Dichte an Referenzdaten würde eine stärkere Regionalisierung der Klassifikation ermöglichen, die eine Verbesserung der Klassifikationsgenauigkeit verspricht. Wertvoll wäre es, eine Baumartenklassifikation zumindest auf Basis der sieben landschaftlichen Großräume nach Ssymank (1994) bzw. BfN (2008) durchführen zu können. Weiterer Forschungsbedarf besteht darin, die Verlässlichkeit, mit der Nebenbaumarten klassifiziert werden, weiter zu erhöhen. Im naturschutzfachlichen Kontext sind diese besonders relevant, um Wald- bzw. Lebensraumtypen besser abgrenzen zu können.

Zur Definition der Waldfläche in Deutschland dient aktuell der ATKIS-Datensatz. Zukünftig wäre die Erstellung einer Waldmaske aus Fernerkundungsdaten anzustreben. Wird diese in jährlichen Abständen aktualisiert, könnten so Veränderungen der Waldfläche (z. B. Waldverlust durch Sturmereignis) innerhalb der Klassifikationsroutine besser berücksichtigt werden und fehlgeleitete Attributionen von Spektraldaten zu Referenzdaten vermieden werden.

Mit den entwickelten Kriterien Natürlichkeit, Gefährdung und Struktur konnte ein Naturschutzwert für Waldgebiete aus Fernerkundungsdaten abgeschätzt werden. Die Genauigkeit der Ergebnisse ist dabei maßgeblich von den Eingangsdaten, und hier insbesondere der Baumartenklassifikation, abhängig. Es steht außer Frage, dass die hier erstellte naturschutzfachliche Bewertung bisher nur eine Orientierung geben kann. Wichtige ökologische Aspekte wie Totholz-Vorkommen und Arten des Unterwuchses waren mit den verfügbaren fernerkundlichen Daten nicht abzuleiten. Zusätzlich zu den KHMen könnte in Folgeprojekten die vertikale Waldstruktur aus den LiDAR-Messdaten abgeleitet werden. Satellitengestützt ließen sich wichtige Strukturparameter aus bodennahen Waldschichten inklusive Stammdurchmesser zukünftig mit der geplanten L-Band-Radar-Mission des Copernicus-Programms flächendeckend und in hoher zeitlicher Auflösung erfassen. Es wäre ferner zu untersuchen, ob das Baumalter, ein wichtiges Kriterium für den Naturschutzwert, auf Basis der erstellten Baumartenkarte, LiDAR-Daten und zusätzlicher Radardaten genauer abgeleitet werden kann. Voraussetzung wären hierfür allerdings eine ausreichende Anzahl an einheitlichen Forstein-

richtungsdaten, bei denen auch die geschätzte Baumaltersangabe als Trainings- und Validierungsdaten hinzugezogen werden kann.

Die pnV-Karte stellte sich als wichtiger Datensatz zur naturschutzfachlichen Bewertung der Wälder heraus. Irreversible ökologische Veränderungen durch den Klimawandel oder direkte menschliche Eingriffe in Waldstandorte machen jedoch eine Aktualisierung in entsprechenden Zeitabständen nötig. Baumartenkarte und pnV-Karte würden sich ansonsten zunehmend unterscheiden, was eine Unterschätzung naturschutzfachlich wertvoller Waldflächen zur Folge hätte. Ein abgeschätzter Naturschutzwert könnte so den aktuellen Gegebenheiten nicht gerecht werden.

Prinzipiell wäre mit dem vorgestellten Ansatz eine naturschutzfachliche Bewertung der Wälder – auch im Kontext der FFH-Schutzgebiete – auf den europäischen Raum zu übertragen. Mindestvoraussetzung hierzu sind räumliche Angaben zu Waldbeständen und deren Baumartenzusammensetzung (Referenzdaten für die Klassifikation) sowie Informationen zur potentiellen natürlichen Vegetation in den anderen europäischen Ländern. Zukünftig ließen sich die naturschutzfachliche Bewertung von Wäldern und die artspezifischen Landbedeckungskarten von Wald- und Landwirtschaftsflächen in neue oder bestehende Konzepte – wie der Grünen Infrastruktur (Heiland et al. 2017) – zum Erhalt der biologischen Vielfalt und dem Ausbau des Biotopverbundes sowie von Lebensraumnetzen integrieren.

Literaturverzeichnis

- Angelstam P. K., Bütler, R., Lazdinis, L., Mikusinski, G. & J.-M. Roberge (2003): Habitat thresholds for focal species at multiple scales and forest biodiversity conservation – dead wood as an example. *Annales Zoologici Fennici* 40: 473-482
- Atkins, J. W., Fahey, R. T., Hardiman, P. S. & C. M. Gough (2018): Forest canopy structural complexity and light absorption relationships at the subcontinental scale. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 123: 1387-1405
- Bater, C. W., Coops, N. C., Gergel, S. E., LeMay, V. & D. Collins (2009): Estimation of standing dead tree class distributions in northwest coastal forests using lidar remote sensing. *Canadian Journal of Forest Research* 39: 1080-1091
- Bauhus, J., Puettmann, K. & C. Messier (2009): Silviculture of old-growth attributes. *Forest Ecology and Management* 258: 525-537
- Bengtsson, J., Nilsson, S. G., Franc, A. & P. Menozzi (2000): Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Forest Ecology and Management* 132: 39-50
- BfN (2008): Daten zur Natur 2008. Landwirtschaftsverlag Münster 10-11
- BfN (2011): Karte der Potentiellen Natürlichen Vegetation Deutschland. Maßstab 1:500.000, 24 Seiten + 7 Karten
- Block, W. M. & L. A. Brennan (1993): The habitat concept in ornithology – theory and application. *Current Ornithology* 11: 35-91
- BMEL (2011): Waldstrategie 2020. Nachhaltige Waldbewirtschaftung - eine gesellschaftliche Chance und Herausforderung. 36 S., https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Broschueren/Waldstrategie2020.pdf?__blob=publicationFile&v=5 (abgerufen 10.05.2022)
- BMWi: Ein Stromnetz für die Energiewende <https://www.bmwk.de/Redaktion/DE/Dossier/netze-und-netzausbau.html> (abgerufen 10.05.2022)
- Breiman, L. (2001): Random forests. *Mach. Learn.* 45: 5-32
- Brown de Colstoun, E. C., Story, M. H., Thompson, C., Commisso, K., Smith, T. G. & J. R. Irons (2003): National Park vegetation mapping using multitemporal Landsat 7 data and a decision tree classifier. *Remote Sensing of Environment* 85: 316-327
- Bütler, R., Lachat, T., Larrieu, L. & Y. Paillet (2013): Habitat trees: key elements for forest biodiversity. In: Kraus D., Krumm F. (Hsg.). *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity*. European Forest Institute. 284 S., 84-91
- Buth, M., Kahlenborn, W., Savelsberg, J., Becker, N., Bubeck, P., Kabisch, S., Kind, C., Tempel, A., Tucci, F., Greiving, S., Fleischhauer, M., Lindner, C., Lückenkötter, J., Schonlau, M., Schmitt, H., Hurth, F., Othmer, F., Augustin, R., Becker, D., Abel, M., Bornemann, T., Steiner, H., Zebisch, M., Schneiderbauer, S. & C. Kofler (2015): Vulnerabilität Deutschlands gegenüber dem Klimawandel - Sektorenübergreifende Analyse des Netzwerks Vulnerabilität, Umweltbundesamt, *Climate Change* 24/2015.
- Chiarucci, A., Araújo, M. B., Decocq, G., Beierkuhnlein, C., & J. M. Fernández-Palacios (2010): The concept of potential natural vegetation: an epitaph? *Journal of Vegetation Science* 21 (6): 1172-1178

- Christensen, M. & J. Emborg (1996): Biodiversity in natural versus managed forest in Denmark. *Forest Ecology and Management* 85 (1-3):47-51
- Congalton, R.G., 1991. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sens. Environ.* 37: 35-46. URL. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(91\)90048-B](https://doi.org/10.1016/0034-4257(91)90048-B) (abgerufen 10.05.2022)
- Dalponte, M., Ole Ørka, H.O., Ene, L. T., Gobakken, T. & E. Næsset (2014): Tree crown delineation and tree species classification in boreal forests using hyperspectral and ALS data. *Remote Sensing of Environment* 140
- Dalponte, M., Bruzzone, L. & D. Gianelle (2012): Tree species classification in the Southern Alps based on the fusion of very high geometrical resolution multispectral/hyperspectral images and LiDAR data, *Remote Sensing of Environment* 123
- Fassnacht, F. E., Latifi, H., Stereńczak, K., Modzelewska, A., Lefsky, M., Waser, L. T., Straub, C. & A. Ghosh (2016): Review of studies on tree species classification from remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment* 186
- Finck, P., Heinze, S., Raths, U., Riecken, U. & A. Ssymank (2017): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands – dritte fortgeschriebene Fassung 2017 – Naturschutz und Biologische Vielfalt 156
- Ghosh, A., Fassnacht, F. E., Joshi, P. K. & B. Koch (2014): A framework for mapping tree species combining hyperspectral and LiDAR data: Role of selected classifiers and sensor across three spatial scales. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 26
- Goetz, S., Steinberg, D., Dubayah, R. & B. Blair (2007): Laser remote sensing of canopy habitat heterogeneity as a predictor of bird species richness in an eastern temperate forest. USA. *Remote Sensing of Environment* 108: 254-263
- Griffiths, P., Nendel, C. & P. Hostert (2019): Intra-annual reflectance composites from Sentinel-2 and Landsat for national-scale crop and land cover mapping. *Remote Sens. Environ.* 220: 135-151. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.10.031> (abgerufen 10.05.2022)
- Hardimen, B. S., LaRue, E. A., Atkins, J. W., Fahey, R. T., Wagner, F. W. & C. M. Gough (2018): Spatial variations in canopy structure across forest landscapes. *Forests* 9 (8): 474
- Harmon, M. E., Franklin, J. F., Swanson, J. F., Sollins, P., Gregory, S. V., Lattin, J. D., Anderson, N. H., Cline, S. P., Aumen, N. G. Sedell, J. R., Lienkaemper, G. W., Cromack Jr., K. & K. W. Cummins (1986): Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research* 15: 133-302
- Heiland, S., Mengel, A., Hänel, K., Geiger, B., Arndt, P., Reppin, N., Werle, V., Hokema, D., Hehn, C., Mertelmeyer, L., Burghardt, R. & S. Opitz (2017): Bundeskonzept Grüne Infrastruktur – Fachgutachten. BfN Skripten 457: 279 S.
- Holmgren, J., Nilsson, M. & H. Olsson (2003): Estimation of tree height and stem volume on plots-using airborne laser scanning. *Forest Science* 49: 419-428
- Hyypä, J., Kelle, O., Lehikoinen, M. & M. Inkinen (2001): A segmentation-based method to retrieve stem volume estimates from 3-D tree height models produced by laser scanners. *IEEE. Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 39: 969-975

- Immitzer, M., Atzberger, C. & T. Koukal (2012): Tree species classification with random forest using very high spatial resolution 8-band WorldView-2 satellite data. *Remote Sensing* 4: 2661-2693
- Kowarik, I. (1987): Kritische Anmerkungen zum theoretischen Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation mit Anregungen zu einer zeitgemäßen Modifikation. *Tuexenia* 7: 53-67
- Krausman P. R. (1999): Some basic principles auf habitat use in: Launchbaugh, K.L., Sanders, K. D. & J.C. Mosley (Hrsg.): *Grazing Behavior of Livestock and Wildlife Idaho Forest, Wildlife & Range Exp. Sta. Bull. 70*, Univ. of Idaho, Moscow, ID.
- Kriebitzsch, W.-U., Bültmann, H., Oheimb, G. von, Schmidt, M., Thiel, H. & J. Ewald (2013): Forest-specific diversity of vascular plants, bryophytes, and lichens. In: Kraus, D., Krumm, F. (Eds.). *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity*. European Forest Institute, 284 S., 158-169.
- Kroiher, F., Müller-Kroehling, S., Schmitz, F. & U. Sukopp (2017): Methode zur Erfassung und Bewertung der FFH-Waldlebensraumtypen im Rahmen der dritten Bundeswaldinventur (BWI-2012) – Thünen Working Paper 69
- Lassauce, A., Paillet, Y., Jactel, H. & C. Bouget (2011): Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: Meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. *Ecological Indicators* 11: 1027-1039
- Latifi, H., Heurich, M., Hartig, F., Müller, J., Krzystek, P., Jehl, H & S. Dech (2015): Estimating over- and understorey canopy density of temperate mixed stands by airborne LiDAR data. *Forestry* 89: 68-81
- Leitão, P. J.; Schwieder, M.; Suess, S.; Okujeni, A.; Galvão, L.S.; Linden, S. V. D. & P. Hostert (2015): Monitoring Natural Ecosystem and Ecological Gradients: Perspectives with EnMAP. *Remote Sens.*, 7: 13098-13119. <https://doi.org/10.3390/rs71013098> (abgerufen 10.05.2022)
- Lim, K., Treitz, P., Wulder, M., St-Onge, B. & M. Flood (2003): LiDAR remote sensing of forest structure. *Progress in Physical Geography* 27: 88-106
- Lindenmayer, D. B., Franklin, J. F. & J. Fischer (2006): General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biological Conservation* 131: 433-445
- Lindenmayer, D. B., Laurance, W. F. & J. F. Franklin (2012): Global Decline in Large Old Trees. *Science* 338: 1305-1306
- Lindner, M., Fitzgerald, J. B., Zimmermann, N. E., Reyer, C., Delzon, S., van der Maaten, E., Schelhaas, M.-J., Lasch, P., Eggers, J., van der Maaten-Theunissen, M., Suckow, F., Psomas, A., Poulter, B. & M. Hanewinkel (2014): Climate change and European forests: What do we know, what are the uncertainties, and what are the implications for forest management? *Journal of Environmental Management*, 146: 69-83
- Loidi, J., del Arco, M., Pérez de Paz, P. L., Asensi, A., Díez Garretas, B., Costa, M., Díaz González, T., Fernández-González, F., Izco, J., Penas, A. Rivas-Martínez, S. & D. Sánchez Mata (2010): Understanding properly the „potential natural vegetation“ concept. *Journal of Biogeography* 37 (11): 2209-2211

- Lonsdale, D., Pautasso, M. & O. Holdenrieder (2008): Wood-decaying fungi in the forest: conservation needs and management options. *European Journal of Forest Research* 127: 1-22
- Louis, J., Debaecker, V., Pflug, B., Main-Knorn, M., Bieniarz, J., Mueller-Wilm, U., Cadau, E. & F. Gascon (2016): Sentinel-2 sen2cor: L2a processor for users. In: Ouwehand, L. (Ed.), *ESA Living Planet Symposium 2016, Spacebooks Online* 1-8
- Modzelewska, A., Fassnacht, F. E. & K. Stereńczak (2020): Tree species identification within an extensive forest area with diverse management regimes using airborne hyperspectral data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 84: 101960
- Mao, L., Dennett, J., Bater, C. W., Tompalski, P., Coops, N. C., Farr, D. Kohler, M. White, B., Stadt, J.J. & S. E. Nielsen. (2018): Using airborne laser scanning to predict plant species richness and assess conservation threats in the oil sands region of Alberta's boreal forest. *Forest Ecology and Management* 409: 29-37
- Marchi, N., Pirotti, F. & E. Lingua (2018): Airborne and Terrestrial Laser Scanning Data for the Assessment of Standing and Lying Deadwood: Current Situation and New Perspectives. *Remote Sensing* 10 (9): 1356
- Means, J. E., Acker, S. A., Fitt, B. J., Renslow, M., Emerson, L. & C. J. Hendrix (2000): Predicting forest stand characteristics with airborne scanning lidar. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 66: 1367-1371
- McLean, K. A., Trainor, A. M., Asner, G. P., Crofoot, M. C., Hopkins, M. E., Campbell, C. J., Martin, R. E., Knapp, D. E. & P. A. Jansen (2016): *Landscape Ecology* 31: 1849-1862
- Meynen, E., Schmidhusen, J., Gellert, J., Neef, E., Müller-Miny, H. & J. H. Schultze (1953-62): *Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands*. Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung, Bad Godesberg
- Moravec, J. (1998): Reconstructed naturalversus potential natural vegetation in vegetation mapping. *Applied Vegetation Science* 1: 173-176.
- PAN & ILÖK (2010): *Bewertung des Erhaltungszustandes der Lebensraumtypen nach Anhang I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Deutschland – Überarbeitete Bewertungsbögen der Bund-Länder-Arbeitskreise als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring erstellt im Rahmen des F(orschungs)- und E(ntwicklungs)-Vorhabens „Konzeptionelle Umsetzung der EU-Vorgaben zum FFH-Monitoring und Berichtspflichten in Deutschland“ Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz – FKZ 805 82 013*
- Pasher, J. & D. J. King (2011): Development of a forest structural complexity index based on multispectral airborne remote sensing and topographic data. *Canadian Journal of Forest Research* 41: 44-58
- Preidl, S., Doktor, D., Cord, A. & B. Beckmann (2016): *Machbarkeitsstudie zur Ermittlung naturschutzbezogener Kriterien in der Umweltprüfung der Bedarfsplanung für Stromnetze und in der Bundesfachplanung, UFZ-Gutachten für das BfN, Aktenzeichen: Z1.2-52602-53202/2015/R/34*
- Preidl, S. Lange, M. & D. Doktor (2020): Introducing APiC for regionalised land cover mapping on the national scale using Sentinel-2A imagery. *Remote Sensing of Environment*, 240: 111673
- Rennwald, E. (2009): *Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands – Schriftenreihe für Vegetationskunde Band 35*

- Riano, D., Valladares, F., Condés, S. & E. Chuvieco (2004): Estimation of leaf area index and covered ground from airborne laser scanner (LiDAR) in two contrasting forests. *Agricultural and Forest Meteorology* 124: 269-275
- Schmidtlein, S., & J. Sassin (2004): Mapping of continuous floristic gradients in grasslands using hyperspectral imagery. *Remote Sensing of Environment* 92: 126-138
- Schwieder, M., Leitão, P. J., Bustamante, M. M., Ferreira, L-G., Rabe, A. & P. Hostert (2016): Mapping Brazilian savanna vegetation gradients with Landsat time series, *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 52
- Solberg, S., Naesset, E. & O. M. Bollandsas (2006): Single tree segmentation using Airborne laser Scanner data in a structurally heterogeneous Spruce forest. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 72: 1369-1378
- Spiecker, H. (2003): Silvicultural management in maintaining biodiversity and resistance of forests in Europe – temperate zone. *Journal of Environmental Management* 67 (1): 55-65
- Ssymank, A. (1994): Neue Anforderungen im europäischen Naturschutz: Das Schutzgebietssystem Natura 2000 und die FFH-Richtlinie der EU. *Natur und Landschaft* 69 (9): 395-406
- Stark, H., Gärtner, S. & A. Reif (2019) (Hrsg.): *Naturnähe der Baumartenzusammensetzung in Deutschland: Einfluss von Referenz, Bewertungsmethodik und Klimawandel, Band 1, BfN-Skripten 531*
- Stoffels, J., Hill, J., Sachtleber, T., Mader, S., Buddenbaum, H., Stern, O., Langshausen, J., Dietz, J. & G. Ontrup (2015): Satellite-Based Derivation of High-Resolution Forest Information Layers for Operational Forest Management. *Forests* 6 (6): 1982-2013. <https://doi.org/10.3390/f6061982> (abgerufen 10.05.2022)
- Suck, R., Bushart, M., Hofmann, G. & L. Schröder (2014a): Karte der Potentiellen Natürlichen Vegetation Deutschlands – Band 1: Grundeinheiten. BfN-Skripten 348
- Suck, R., Bushart, M., Hofmann, G. & L. Schröder (2014b): Karte der Potentiellen Natürlichen Vegetation Deutschlands – Band 2 Erläuterungen, Auswertungen, Anwendungsmöglichkeiten, Vegetationstabellen. BfN-Skripten 377
- Suck, R., Bushart, M., Hofmann, G. & L. Schröder (2013): Karte der Potentiellen Natürlichen Vegetation Deutschlands – Band 2: Kartierungseinheiten. BfN-Skripten 349
- Swanson, M. E., Franklin, J. F., Beschta, R. L., Crisafulli, C. M., DellaSala, D. A., Hutto, R. L., Lindenmayer, D. B. & F. J. Swanson (2010): The forgotten stage of forest succession: early-successional ecosystems on forest sites. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9 (2):117-125
- Tesfamichael, S. G., van Aardt, J. A. N. & F. Ahmend (2010): Estimating plot-level tree height and volume of eucalyptus grandis plantations using small-footprint, discrete return lidar data. *Progress in Physical Geography* 34: 515-540
- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M.C., Schwager, M. & F. Jeltsch (2004): Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* 31 (1):79-92

- Trier, Ø. D., Salberg, A.-B., Kermit, M., Rudjord, Ø., Gobakken, T., Næsset, E. & D. Aarsten (2018): Tree species classification in Norway from airborne hyperspectral and airborne laser scanning data, *European Journal of Remote Sensing* 51 (1): 336-351, DOI: 10.1080/22797254.2018.1434424 (abgerufen 10.05.2022)
- Van den Meersschaut, D & K. Vandekerhove (2000): Development of a Stand-scale Forest Biodiversity Index Based on the State Forest Inventory In: Hansen, M., Burk, T. (Hrsg.): *Integrated tools for natural resources inventories in the 21st century*. Gen. Tech. Rep. NC-212. St. Paul, MN: U.S. Dept. of Agriculture, Forest Service, North Central Forest Experiment Station. 340-350
- Wessels, K., De Fries, R., Dempewolf, J., Anderson, L., Hansen, A., Powell, S. & E. Moran (2004): Mapping regional land cover with MODIS data for biological conservation: examples from the Greater Yellowstone Ecosystem, USA and Pará State, Brazil. *Remote Sensing of Environment* 92: 67-83
- Zenner, E.K. & D. E. Hibbs (2000): A new method for modeling the heterogeneity of forest structure. *Forest Ecology and Management* 129: 75-87
- Zeug, G., Immitzer, M. & C. Atzberger (2019): Machbarkeitsstudie zur Nutzung von Satellitenfernerkundungsdaten (Copernicus) für Zwecke der Ableitung ökologischer Belastungsgrenzen und der Verifizierung von Indikatoren der Deutschen Anpassungsstrategie an den Klimawandel, Umweltbundesamt, Texte 16/2019.