



Flächendeckende Fernerkundungsbasierte Forstliche Strukturdaten

Verbundvorhaben „Entwicklung von Methoden und Verfahren zur flächendeckenden und homogenen Generierung von Waldparametern auf der Basis digitaler Oberflächenmodelle aus Luftbilddaten (F³)“

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FVA)
Grätzelstr. 2, 37079 Göttingen

Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (FVA)
Wonnhaldestr. 4, 79100 Freiburg

Gefördert durch das Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL). Förderkennzeichen: 22025014 (FVA), 22024816 (NW-FVA)

Dokumentation zu Meilenstein 4

„Methodenbeschreibung zur Ableitung von Waldstrukturparametern aus Oberflächenmodellen“



Meilenstein 4

Methodenbeschreibung zur Ableitung von Waldstrukturparametern aus Oberflächenmodellen

Inhalt

1	Einleitung.....	1
2	Forstliche Strukturparamter.....	1
2.1	Vegetationshöhe	1
2.2	Überschirmung, Waldtyp (offene & geschlossene Bestände) und Bestandeslücken	4
2.3	Überhälter bzw. lockere Althölzer.....	8
2.4	Oberflächenrauigkeit.....	9
3	Validierung der Waldstrukturkarten	12
3.1	Einleitung.....	12
3.2	Vergleich von ALS- und luftbildbasierten forstlichen Strukturkarten	13
3.2.1	Daten	13
3.2.2	Das normalisierte Oberflächenmodell	15
3.2.3	Visuelle Gegenüberstellung ALS-basiertes nDOM und luftbildbasiertes nDOM.....	17
3.2.4	Die Waldhöhenstrukturkarte (WHSK)	18
3.2.5	Überschirmung (offene und geschlossene Bestände) und Bestandeslücken	19
3.2.6	Oberflächenrauigkeit.....	21
3.3	Validierung mit manuell erzeugten Vergleichsdaten	22
3.3.1	Vergleich des nDOM mit stereoskopisch gemessenen Höhen.....	22
3.3.2	Vergleich der Lückenerkennung mit Referenzdaten aus stereoskopischer Bildinterpretation.....	27
4	Literatur	33

1 Einleitung

Im Rahmen des Verbundvorhabens F³ wurden Python-Skripte zur automatisierten Berechnung der forstlichen Strukturparameter Vegetationshöhe, Überschirmung, Waldtyp (offene und geschlossenen Bestände), Bestandeslücken, Oberflächenrauigkeit des Kronendachs und Überhälter bzw. lockere Althölzer entwickelt. Die Berechnungen basieren auf Digitalen Oberflächenmodellen (DOM) und normalisierten Digitalen Oberflächenmodellen (nDOM), die nach dem ebenfalls im Verbundvorhaben F³ entwickelten, standardisierten Verfahren zur Ableitung von Oberflächenmodellen aus Luftbilddaten generiert wurden. Eine detaillierte Beschreibung dieses Verfahrens findet sich im Dokument M3 „Standardisiertes Verfahren zur Ableitung normalisierter Oberflächenmodelle (nDOM) aus Luftbildern“.

2 Forstliche Strukturparameter

Wie DOM und nDOM, werden auch die Strukturparameter kachelweise für 1000 x 1000 m große Kacheln berechnet. Die Einteilung in Kacheln sowie die Namensgebung der Kacheln sind im Dokument M3 „Standardisiertes Verfahren zur Ableitung normalisierter Oberflächenmodelle (nDOM) aus Luftbildern“ beschrieben. Zur Berechnung der Strukturparameter finden sowohl laz-Punktwolken (mittlere Punktdichte: 0,5 m) als auch DOM- und nDOM-Dateien im tif-Format (horizontale Auflösung: 1 m) Verwendung. Für Berechnungen, die basierend auf Punktwolken durchgeführt werden, wird die Software LAStools (Version 180919) verwendet. Daten und Methoden zur Berechnung der Strukturparameter sind im Folgenden erläutert. Die Parameter werden dabei grundsätzlich für die gesamte von den Daten abgedeckte Fläche berechnet ohne zu berücksichtigen, ob es sich dabei um Wald oder handelt oder nicht. Die Begrenzung auf Waldflächen muss jeweils nach Berechnung der Strukturparameter erfolgen. Die hierfür benötigte Waldmaske ist frei wählbar.

Hinweise:

Es ist zu beachten, dass die 4 Python Skripte *whsk_F3.py*, *waldtyp_F3.py*, *rauigkeit_F3.py* und *lockere_althoelzer_F3.py* im selben Ordner abgelegt sein müssen, in dem auch der Unterordner *color_maps* abgelegt ist. Sollte dies nicht der Fall sein, können die Skripte nicht auf die im Ordner *color_maps* abgelegten Farbschemata zugreifen, die den erzeugten Rasterdateien zugewiesen werden.

Es ist zu beachten, dass die Python Skripte *whsk_F3.py*, *waldtyp_F3.py*, *rauigkeit_F3.py* und *lockere_althölzer_F3.py* für Daten entwickelt wurden, die mit dem Skript *cloud2ndom.py* erzeugt wurden. Ausgabedateien des Skripts *cloud2ndom_F3.py* sind laz- bzw. tif-Dateien mit einer Kachelgröße von 1000 x 1000 m. Der Dateiname jeder Kachel beinhaltet Informationen über die Koordinate der linken unteren Ecke der Kachel. Diese Information wird während der Verarbeitung mit dem Skript *waldtyp_F3.py* benötigt um die Rasterkacheln, die während der Prozessierung mit einem Puffer umgeben werden, am Ende der Prozessierung wieder auf ihre ursprüngliche Ausdehnung zuzuschneiden.

2.1 Vegetationshöhe

Die Vegetationshöhe ist ein zentraler Aspekt der Waldstruktur. Sie ist direkt aus dem normalisierten Oberflächenmodell (nDOM) ableitbar. Im Wald liefert sie u.a. wichtige Hinweise zur Bestandesab-

grenzung und -typisierung. Um Informationen über die Vegetationshöhe verfügbar zu machen, werden mittels standardisierter Verfahren zwei Datensätze erzeugt:

- (1) Das normalisierte Oberflächenmodell, das bereits durch die Prozessierung der photogrammetrischen Punktwolken mit dem Python Skript *cloud2ndom_F3.py* erzeugt wurde (Abb. 2 b). Dieses Oberflächenmodell hat eine geometrische Auflösung von 1 m, gibt die Höhe der sich auf der Erdoberfläche befindenden Objekte in Metern (mit 2 Dezimalstellen) an und liegt als Rasterdatei im tif-Format vor.
- (2) Eine vergrößerte Variante des nDOM, die in Baden-Württemberg unter dem Namen „Waldhöhenstrukturkarte“, kurz WHSK, bekannt ist, wird mit dem Python Skript *whsk_F3.py* erzeugt. Die WHSK hat eine geometrische Auflösung von 5 m (definiert in Zeile 161; „pixel_step“) und gibt die Vegetationshöhe in 1 m-Klassen an. Zur Erzeugung der WHSK wird das nDOM (tif-Format) auf eine Pixelgröße von 5 x 5 m aggregiert, wobei jeweils die höchste Höhe als Pixelwert beibehalten wird (ArcGIS Tool „Aggregieren“). Anschließend werden die Höhenwerte auf ganze Meter gerundet (ArcGIS Tool „Reklassifizieren“). Die hierfür benötigte „RemapRange“ wird mit der Funktion *remap()* (Zeilen 61-70) gebildet. Die Eingabeparameter dieser Funktion können in Zeile 162 („remap_classes“) angepasst werden. Den erzeugten WHSK Rasterdateien wird die in Abb. 1 gezeigte Farbskala zugewiesen, die für die Darstellung der WHSK, z. B. in ArcGIS oder QGIS, genutzt werden kann. Die Farbskala fasst zum Zwecke der Visualisierung die Höhenwerte der WHSK zu Gruppen von 3 m zusammen, sodass Höhenwerte von 1 – 3 m, 3 – 6 m usw. je in derselben Farbe dargestellt werden (siehe Abb. 1 und Abb. 2 c).

Python Skript: *whsk_F3.py*

*Bevor das Python Skript whsk_F3.py gestartet werden kann, muss in **Zeile 166** der Pfad zum Eingabeordner, der die normalisierten Oberflächenmodelle im tif-Format enthält, spezifiziert werden. Außerdem muss in **Zeile 168** der Pfad zum Ausgabeordner, der die generierten Waldhöhenstrukturkarten enthalten soll, angegeben werden. Der Ausgabeordner muss zuvor manuell angelegt werden.*



Abb. 1: Farbskala der Waldhöhenstrukturkarte.

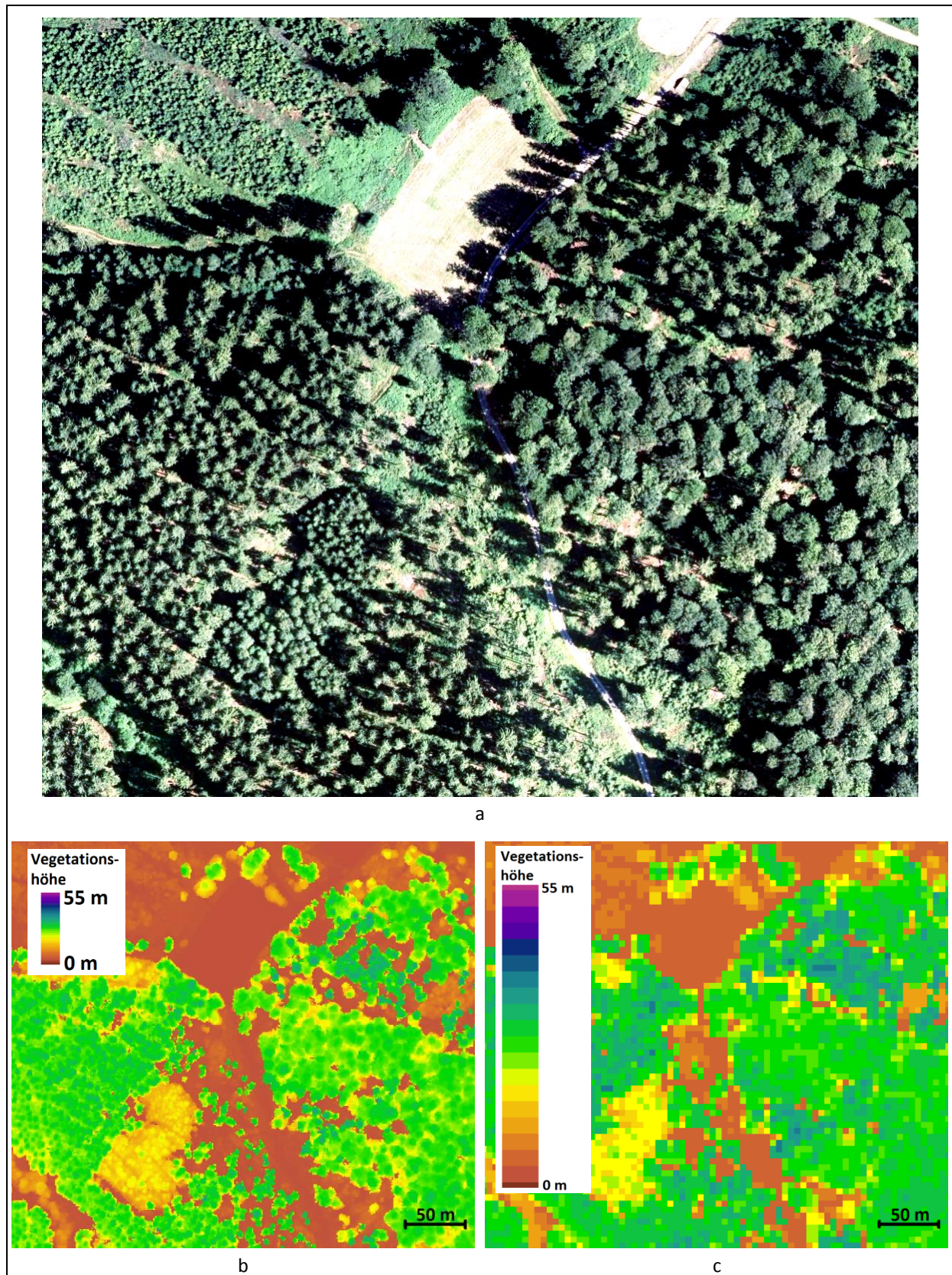


Abb. 2: Ableitung der Waldhöhenstrukturkarte: a) Orthophotoausschnitt (Solling, Niedersachsen); b) Ausschnitt aus dem normalisierten Oberflächenmodell (räumliche Auflösung: 1 m); c) Waldhöhenstrukturkarte (horizontale Auflösung: 5 m).

2.2 Überschirmung, Waldtyp (offene & geschlossene Bestände) und Bestandeslücken

Die Überschirmung gibt an welcher Prozentsatz des Bodens durch die vertikale Projektion der Kronen abgedeckt wird (McElhinny et al. 2005). In Zielewska-Büttner et al. (2016) wird der Überschirmungsgrad definiert als der Anteil der Vegetation ≥ 1 m innerhalb eines umgebenden Kreises mit Radius 25 m. Für das F³-Projekt wurde diese Definition übernommen, der Hörschwellwert jedoch auf 3 m angepasst. Dadurch soll Unterwuchs wie Brombeeren und Adlerfarn, aber auch Verjüngung von der Berechnung des Überschirmungsgrades ausgeschlossen werden.

Der Waldtyp bezeichnet die Unterscheidung in offene und geschlossene Bestände und wird in Anlehnung an Zielewska-Büttner et al. (2016) ausgewiesen: Offene Bestände sind alle Flächen mit einem Überschirmungsprozent < 60 und geschlossene Bestände sind Flächen mit einer Überschirmung $\geq 60\%$. Um als Bestand ausgewiesen zu werden, muss die Flächengröße mindestens 0,5 ha betragen.

Lücken in Waldbeständen können im Allgemeinen über ihre Größe, Form, räumliche Verteilung und Konnektivität beschrieben werden, wobei die Lückencharakteristiken Größe und räumliche Verteilung in der Literatur vorherrschend sind (Zielewska-Büttner et al., 2016). Die Lückendefinition in Zielewska-Büttner et al. (2016) zielt auf die Nutzbarkeit der Ergebnisse in Habitatstudien für ein breites Artenspektrum. Deshalb wurden dort niedrige Schwellenwerte in Bezug auf Lückengröße und Vegetationshöhe gewählt und keine Einschränkungen bezüglich Form und Minstdurchmesser eingeführt. Da das F³-Projekt einen ähnlich breiten Ansatz verfolgt, lehnt sich die hier verwendete Lückendefinition an Zielewska-Büttner et al. (2016) an: Lücken werden nur in geschlossenen Beständen erfasst und ihre Mindestgröße beträgt 10 m². In offenen Beständen werden keine Lücken ausgewiesen, da bereits die Definition der maximalen Überschirmung von $< 60\%$ impliziert, dass lückenhafte Strukturen charakteristische Elemente dieses Waldtyps sind. Die maximale Vegetationshöhe (maximale Höhe des nDOMS) in der Lücke ist 3 m, analog zum Hörschwellwert in der Überschirmungsdefinition.

Python Skript: *waldtyp_F3.py*

*Bevor das Python Skript waldtyp_F3.py gestartet werden kann, muss in **Zeile 51** der Pfad zum Eingabeordner, der die normalisierten Oberflächenmodelle im laz-Format enthält, spezifiziert werden. In **Zeile 53** muss der Pfad zum Ausgabeordner, der die generierten Karten enthalten soll, angegeben werden. Außerdem muss in **Zeile 55** der Pfad zum „bin“-Ordner der LAStools spezifiziert werden.*

Das Python-Skript *waldtyp_F3.py* trennt offene Bestände (Kronenüberschirmung $< 60\%$) von geschlossenen Beständen (Kronenüberschirmung $\geq 60\%$), die eine Mindestgröße von 0,5 ha haben und kartiert innerhalb der geschlossenen Bestände Lücken mit einer Fläche ≥ 10 m². Bei der Berechnung gelten alle Pixel des Oberflächenmodells ab einer Höhe von 3 m über dem Boden als Baumkronen, d. h. sie werden als überschirmte Fläche berücksichtigt. Ebenfalls generiert das Skript eine Überschirmungskarte mit einer Auflösung von 25 m.

Basis der Kartierung ist das im laz-Format vorliegende normalisierte, digitale Oberflächenmodell (nDOM) mit einer geometrischen Auflösung von 0,5 m. Jede Kachel des nDOM (laz-Format) ist mit einem Puffer von 100 m umgeben, welcher im letzten Prozessierungsschritt entfernt wird, sodass die Ausdehnung jeder Kachel wieder 1000 x 1000 m beträgt. Während der Prozessierung wird der Puffer jedoch benötigt, um Randeffekte zu vermeiden.

Überschirmung

Das gepufferte nDOM wird im ersten Prozessierungsschritt mit dem LAStool „lasgrid“ vom laz-Format in ein Raster (tif-Format) mit 1 m Auflösung konvertiert.

```
(0) lasgrid -lof file_list.txt -step 1 -elevation -highest -fill 3 -otif
```

Anschließend wird das nDOM binarisiert, sodass alle Pixel mit einem Höhenwert ≥ 3 m den Wert 1 (Baum) erhalten und die Pixel mit einem Höhenwert < 3 m den Wert 0 (nicht-Baum). Dies geschieht mit der ArcGIS Funktion „Reklassifizieren“ („Reclassify“):

```
(1) Reclassify(raster_out_0, "VALUE", "-2 3 0;3 60 1", "NODATA")
```

Mittels eines kreisförmigen Moving Windows (Radius = 25 m) wird die binarisierte Baum-/nicht-Baum-Karte in eine Überschirmungskarte überführt, in der jedes Pixel eine Prozentangabe bezüglich des Baumpixelanteils in seiner Umgebung enthält (ArcGIS Tool „Focal Statistics“):

```
(2) FocalStatistics(raster_out_1, "Circle 25 CELL", "MEAN", "DATA")
```

Im Folgenden wird die Überschirmungskarte in die Klassen offene Bestände (Überschirmung $< 60\%$; Klassenwert „0“) und geschlossene Bestände (Überschirmung $\geq 60\%$; Klassenwert „1“) eingeteilt (ArcGIS-Funktion „Reklassifizieren“ („Reclassify“)):

```
(3) Reclassify(raster_out_2, "VALUE", "0 0,5999 0;0,6 1 1", "NODATA")
```

Die Mindestgröße für Flächen, die als offene bzw. geschlossene Bestände ausgewiesen werden, beträgt 0,5 ha. Kleinere Flächen werden aufgelöst und mit der angrenzenden Fläche verschmolzen. Dies geschieht mit mehreren aufeinanderfolgend angewandten ArcGIS-Funktionen.

Zuerst werden aneinander angrenzende Pixel mit gleichem Wert zu Regionen zusammengefügt („Gruppieren zu Regionen“ („RegionGroup“)):

```
(4) RegionGroup(raster_out_3, "EIGHT", "WITHIN", "ADD_LINK", None)
```

Dann werden nur solche Regionen ausgewählt, die eine Mindestgröße von 0,5 ha (≈ 5000 Pixel) aufweisen („nach Attributen extrahieren“ („ExtractByAttributes“)):

```
(5) ExtractByAttributes(raster_out_4, "Count >= 5000")
```

Regionen mit einer Fläche $< 0,5$ ha wird ein NoData-Wert zugewiesen. Allen anderen Regionen wird wieder ihr ursprünglicher Klassenwert (offener („0“) bzw. geschlossener („1“) Bestand) zugewiesen (ArcGIS Funktion „Reklassifizieren“ („Reclassify“)). Anschließend werden die NoData-Pixel mit dem Klassenwert des nächstgelegenen Pixels (euklidische Distanz) aufgefüllt (ArcGIS Funktion „Nibble“). Hierfür wird auf das klassifizierte Raster aus Schritt (3) zurückgegriffen:

```
(6) Reclassify(raster_out_6, "LINK", "0 0;1 1", "NODATA")
```

```
(7) Nibble(raster_out_3, raster_out_6, "DATA_ONLY")
```

Bestandeslücken

Innerhalb geschlossener Bestände werden Lücken mit einer Flächengröße ≥ 10 m² ausgewiesen. Die maximale Vegetationshöhe (maximale Höhe des nDOM) in der Lücke beträgt 3 m.

Zur Kartierung der Lücken werden alle Pixel des nDOM mit einer Höhe < 3 m den zuvor kartierten geschlossenen Beständen hinzugefügt. Dies geschieht über „Map Algebra“ in ArcGIS (9). Zunächst muss jedoch die Kartierung in geschlossene und offene Bestände durch eine Anpassung der Klassenwerte vorbereitet werden (8).

```
(8) Reclassify(raster_out_7, "VALUE", "0 1;1 3", "NODATA")
```

```
(9) Raster(raster_out_8) - Raster(raster_out_1)
```

Dadurch entstehen vier Klassen: „0“ offene Bestände, „1“ Lücken innerhalb offener Bestände, „2“ geschlossene Bestände und „3“ Lücken innerhalb geschlossener Bestände. Nachfolgend werden Klassen „0“ und „1“ zur Klasse „1“ offene Bestände zusammengefasst (ArcGIS Funktion „Reklassifizieren“ („Reclassify“)):

```
(10) Reclassify(raster_out_9, "VALUE", "0 1;1 1;2 2;3 3", "NODATA")
```

Anschließend werden Lücken deren Flächengröße $< 10 \text{ m}^2$ beträgt, gelöscht. Dies wird erreicht, indem alle aneinander angrenzenden Pixel gleicher Klasse zu Regionen zusammengefügt werden (11) und von diesen Regionen nur solche extrahiert werden, die größer als 10 m^2 sind (12). Anschließend werden den Regionen wieder ihre ursprünglichen Klassen zugewiesen (13) und entstandene NoData-Pixel mit den Klassenwerten benachbarter Pixel aufgefüllt (14).

```
(11) RegionGroup(raster_out_10, "EIGHT", "WITHIN", "ADD_LINK", None)
```

```
(12) ExtractByAttributes(raster_out_11, "Count > 9")
```

```
(13) Reclassify(raster_out_12, "LINK", "1 1;1 2 2;2 3 3", "NODATA")
```

```
(14) Nibble(raster_out_10, raster_out_13, "DATA_ONLY")
```

Die so erstellten Raster sowie die Ergebnisse aus der Übershirmungsberechnung (2) werden auf Kacheln mit $1000 \times 1000 \text{ m}$ Ausdehnung zugeschnitten. Dafür wird die Ausdehnung für jede Kachel aus dem Dateinamen hergeleitet und das Raster dann mit der ArcGIS Funktion „Raster ausschneiden“ („Clip_management“) zugeschnitten.

Die Karten mit Lücken, offenen und geschlossenen Beständen werden im Ausgabeordner im Unterordner waldtyp mit dem Präfix „waldtyp“ abgespeichert. Jeder Karte wird eine Farbpalette zugewiesen, die in Abb. 3 b illustrierte Farbdarstellung generiert.

Die Karten enthalten die Werte:

1 = offener Bestand

2 = geschlossener Bestand

3 = Lücke

Die Übershirmungskarte wird in Schritt (2) erzeugt und enthält Werte zwischen 0 (0% Übershirmung) und 1 (100% Übershirmung) in einer horizontalen Auflösung von 1 m. Um die Interpretierbarkeit dieser Karte zu erhöhen, wird sie auf eine Auflösung von 25 m aggregiert, wobei jeweils der Median der ursprünglichen Pixelwerte zum neuen Pixelwert wird. Die Karte wird anschließend im Unterordner uebershirmung des Ausgabeordners mit dem Präfix „uebershirmung“ abgespeichert.

Abb. 3a zeigt das nDOM, das für die Kartierung der in Abb. 3b dargestellten offenen und geschlossenen Bestände sowie die innerhalb geschlossener Bestände erfassten Bestandeslücken genutzt wurde. In Abb. 3b ist zu sehen, dass Lücken auch ausgewiesen werden, wenn sie unmittelbar an einen offenen Bestand angrenzen. Man könnte erwarten, dass diese Lücken ebenfalls dem offenen Bestand zugerechnet werden. Jedoch zeigt ein Blick auf die Übershirmungskarte (Abb. 4), dass an jedem Pixel dieser Lücken eine Übershirmung von $\geq 60\%$ in einem Radius von 25 m ermittelt wurde. Somit sind diese Flächen eindeutig dem geschlossenen Bestand zuzurechnen und werden als Lücken klassifiziert.

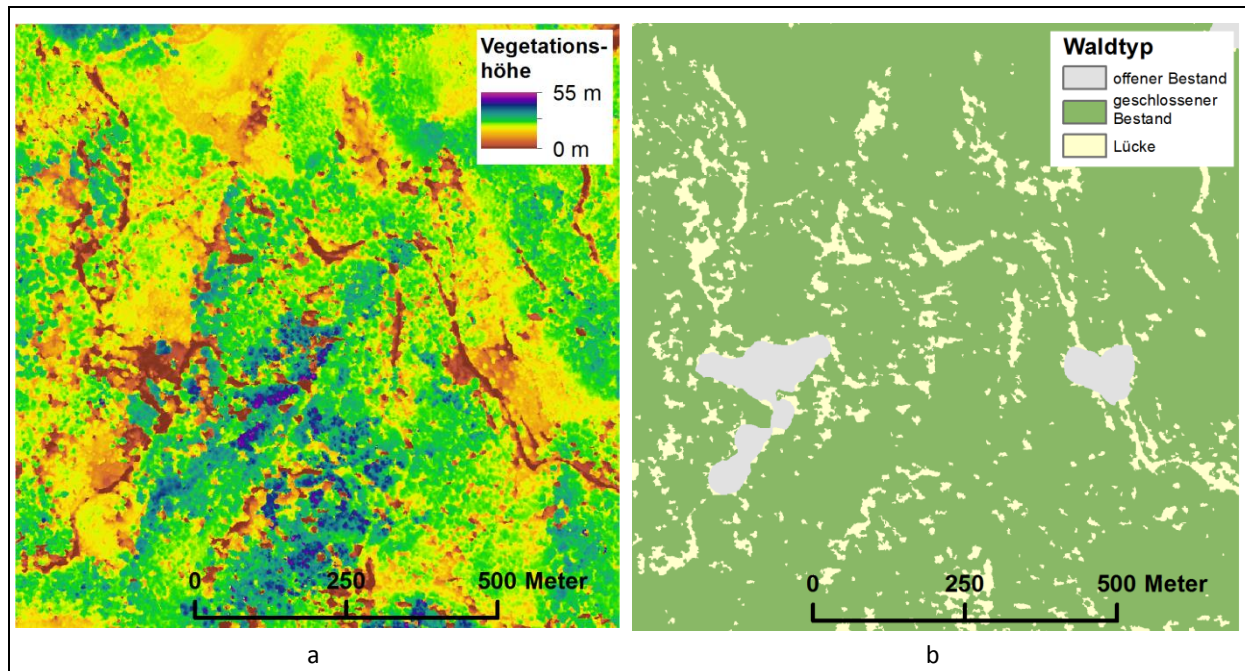


Abb. 3: Ableitung der Lücken- und Waldtypkarte: a) Ausschnitt des normalisierten Oberflächenmodells, das zur Kartierung offener und geschlossener Bestände sowie zur Kartierung von Bestandeslücken verwendet wurde; b) mit dem Python Skript *waldtyp_F3.py* erstellte Lücken- und Waldtypkarte.

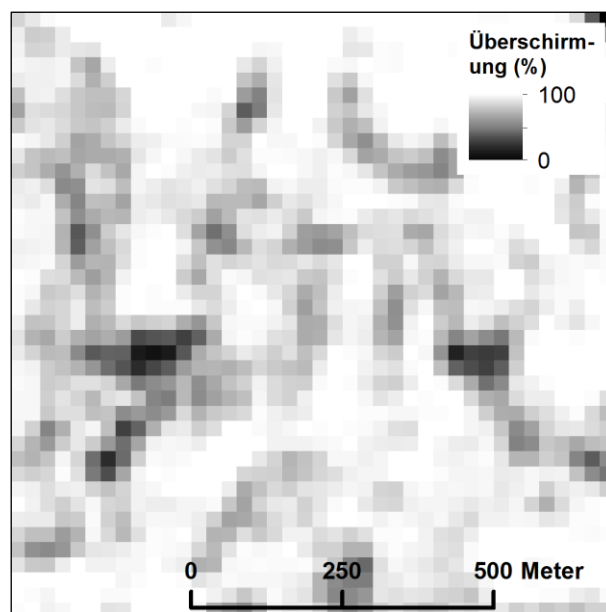


Abb. 4: Überschirmungskarte zu Abb. 3.

Für manche Anwendungen könnte es wünschenswert sein, die an offene Bestände grenzenden Lücken den offenen Beständen zuzuordnen. Einen Ansatz hierzu bietet das zusätzliche Skript *luecken_aufloesen.py*. Dieses Skript wird nicht auf die Daten in diesem Projekt angewandt, um die Ergebnisse der Lückenerkennung weiterhin universell nutzen zu können. Es soll jedoch als Hilfestellung dienen, falls eine Verschmelzung dieser Lücken mit den benachbarten offenen Beständen gewünscht ist. Mit *luecken_aufloesen.py* werden Lückenflächen erfasst, deren gemeinsame Grenze mit offenen Beständen mindestens 25% ihres Gesamtumfangs ausmachen. Diese Flächen werden dann der Klasse „1“ offene Bestände zugeschlagen. Dies geschieht über die im Skript *luecken_aufloesen.py* imple-

mentierte Funktion „join_border_based“. Eine detailliertere Beschreibung hierzu findet sich in der Datei „liesmich_luecken_aufloesen.txt“.

2.3 Überhälter bzw. lockere Althölzer

Eine Differenzierung zwischen den Bestandestypen Überhälter und lockere Althölzer ist anhand der verwendeten Daten nicht möglich, da beide ähnlich strukturiert sind und im Vegetationshöhenmodell ein ähnliches Erscheinungsbild aufweisen. Sowohl Überhälter als auch lockere Altholzbestände sind durch locker oder einzeln stehende erwachsene hohe Bäume oder Baumgruppen charakterisiert, deren Kronen sich meist nicht berühren. Überhälter sind Bäume, die nach der Nutzung eines Waldbestandes, z. B. als Samenbäume, zum Schutz der Verjüngung oder für die Starkholzproduktion, auf der Fläche belassen wurden. Die Auflockerung des Bestandes wird also künstlich und oftmals nach einem bestimmten Muster erzeugt. Lockere Althölzer hingegen entstehen unabhängig von den oben genannten Zielen, z. B. durch natürlichen Ausfall oder Entnahme mehrerer Bäume in Altbeständen. Lockere Althölzer ist also ein weiter gefasster Begriff, der unabhängig von der Bewirtschaftungsform eine bestimmte Waldstruktur beschreibt. Da die Bewirtschaftungsform nicht fernerkundlich erfasst werden kann, wird der Begriff „lockere Althölzer“ verwendet.

Python Skript: *lockere_althoelzer_F3.py*

*Bevor das Python Skript lockere_althoelzer_F3.py gestartet werden kann, muss in **Zeile 62** der Pfad zum Eingabeordner, der die normalisierten Oberflächenmodelle im laz-Format enthält, spezifiziert werden. In **Zeile 64** muss der Pfad zum Ausgabeordner, der die generierten Karten enthalten soll, angegeben werden. Außerdem muss in **Zeile 66** der Pfad zum „bin“-Ordner der LAStools Installation spezifiziert werden.*

Das Skript *lockere_althoelzer_F3.py* identifiziert Überhälterbestände bzw. lockere Althölzer. Das offene Bestandesbild von Überhälter- bzw. Altholzbeständen, welches durch große, isoliert stehende Bäume geprägt ist, resultiert in einer großen Heterogenität der im Vegetationshöhenmodell abgebildeten Baumhöhen. Das Skript *lockere_althoelzer_F3.py* nutzt diese Eigenschaft und quantifiziert die Heterogenität der Vegetationshöhen mittels der Standardabweichung der nDOM-Zellen innerhalb einer Nachbarschaft von 20 x 20 m. Alle Zellen, die eine Standardabweichung > 7 aufweisen, werden als potentielle Überhälter bzw. lockeren Althölzer ausgewiesen. Die auf diese Weise ausgewiesenen Flächen umfassen neben den tatsächlichen Überhälter- und lockeren Altholzbeständen jedoch auch Kleinstflächen, die eine Mindestgröße von 1 ha unterschreiten, sowie Flächen entlang von Forstwegen oder anderen Bestandesgrenzen, die aufgrund des Nebeneinanders von hohen Bäumen und vegetationsfreien bzw. niedrig bewachsenen Flächen ebenfalls eine große Heterogenität der Höhenwerte aufweisen. Anschließend wird mittels einer Moving Window-Analyse geprüft, ob in einer kreisförmigen Nachbarschaft (Radius: 40 m bzw. 2 Pixel) der Anteil potentieller Überhälter-Pixel größer als 50% ist. Wenn diese Bedingung erfüllt ist, erhält das Pixel den Klassenwert 1 (Überhälter bzw. lockeres Altholz), andernfalls den Klassenwert 0. Im Folgenden werden Flächen mit einer Größe < 1 ha und solche, die eine Breite von 60 m unterschreiten, aus der Karte entfernt.

Die Karten werden im Ausgabeordner im Unterordner „lockere_althoelzer“ als tif-Dateien mit dem präfix „lockere_althoelzer“ abgespeichert. Jeder Karte wird eine Farbpalette zugewiesen, die die in Abb. 5b illustrierte Farbdarstellung generiert.

Die Karte enthält die Werte:

1 = Überhälter bzw. lockeres Altholz

0 = sonstige Bestände

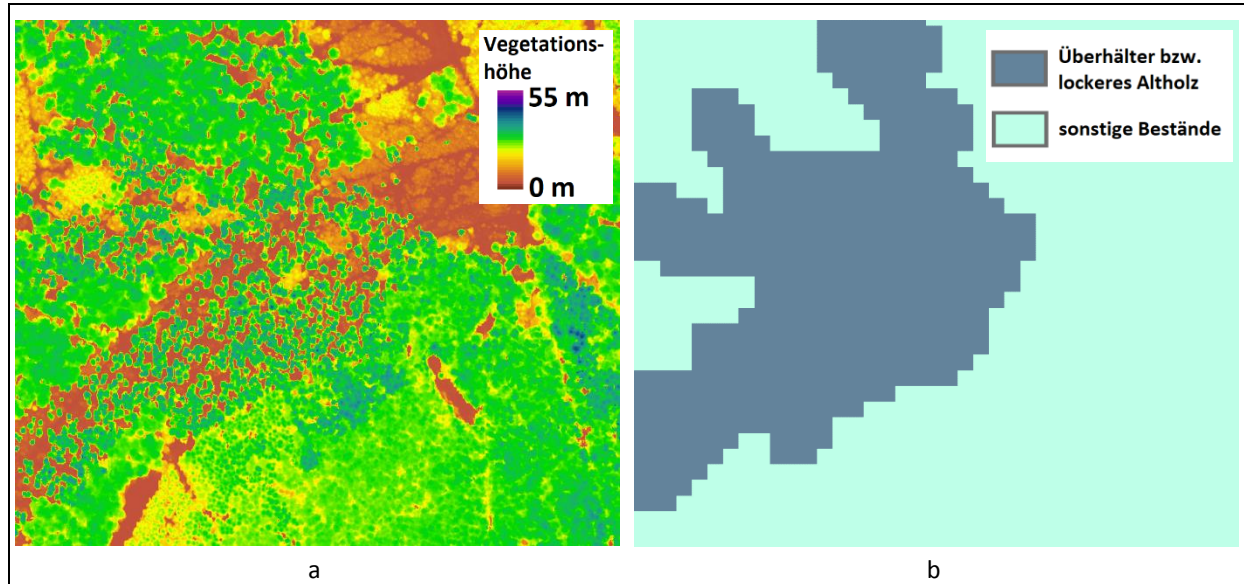


Abb. 5: Ableitung Überhälter- bzw. lockere Althölzerkarte: a) Ausschnitt des normalisierten Oberflächenmodells, das zur Kartierung von Überhälter- bzw. lockeren Altholzbeständen verwendet wurde; b) mit dem Python Skript `lockere_althoelzer_F3.py` erstellte Karte.

2.4 Oberflächenrauigkeit

Die Oberflächenrauigkeit quantifiziert die Unebenheit des Kronendachs von Waldbeständen, weshalb auch häufig die Bezeichnung Kronendachrauigkeit verwendet wird. Sie ist von Bedeutung für den Strahlungs- und den Wasserhaushalt des Waldes (Parker et al. 2004), da sie, beispielsweise den aerodynamischen Wasserdampftransport vom Kronendach zur Atmosphäre beeinflusst. Gemeinhin ist in Beständen mit einem nur wenig rauen Kronendach, das aus dicht beieinander stehenden Bäumen, ähnlicher Höhe geformt ist, der windbedingte Austausch zur Atmosphäre geringer als in Beständen, deren Kronendach größere Höhenunterschiede aufweist. Die Oberflächenrauigkeit kann darüber hinaus auch die Stabilität von Beständen, z. B. bei Starkwindereignissen, beeinflussen. Zusätzlich kann sie als Indikator für Biodiversität oder Waldentwicklungsstadium dienen.

Die Möglichkeiten die Kronenoberflächenrauigkeit einzuschätzen sind vielfältig, während es kaum Referenzdaten für eine direkte Evaluierung der Parametergüte gibt. Als Indikator für die Oberflächenrauigkeit der Wälder werden hier zwei Maßzahlen berechnet, Standardabweichung und Perzentilabstand, welche die vertikale Struktur des Kronendaches anzeigen, indem sie die Variabilität der Vegetationshöhe pro Flächeneinheit quantifizieren. Es sei darauf hingewiesen, dass es sich bei diesen Maßzahlen nicht um die in der Aerodynamik verwendete „Rauigkeitslänge“ handelt.

Da die Oberflächenrauigkeit eines Waldbestandes nicht nur von der Höhe der Bäume, sondern auch von der Reliefierung des Geländes abhängig ist, werden die Maßzahlen basierend auf dem DOM (laz-Format) berechnet.

Python Skript: *rauigkeit_F3.py*

*Bevor das Python Skript *rauigkeit_F3.py* gestartet werden kann, muss in **Zeile 210** der Pfad zum Eingabeordner, der die Oberflächenmodelle im laz-Format enthält, spezifiziert werden. In **Zeile 212** muss der Pfad zum Ausgabeordner, der die generierten Karten enthalten soll, angegeben werden. In **Zeile 216** muss das Koordinatenreferenzsystem (UTM Zone 32N oder Gauß-Krüger Zone 3) spezifiziert werden, in dem die Daten vorliegen. Dies geschieht über die Angabe des entsprechenden EPSG-Codes: 25832 (UTM Zone 32 N), 25833 (UTM Zone 33 N) oder 31466 / 31467 / 31468 (GK 2 / 3 / 4). Außerdem muss in **Zeile 219** der Pfad zum „bin“ Ordner von LAStools spezifiziert werden.*

Im Skript *rauigkeit_F3.py* wird die Oberflächenrauigkeit für drei Skalenebenen generiert, sodass zwischen kleinräumiger Rauigkeit pro 20 x 20 m Pixel (Abb. 6b & c), der Rauigkeit auf mittelgroßen (50 x 50 m; 6d & e) oder großen (100 x 100 m, Abb. 6f & g) Flächen gewählt werden kann (Variable „pixel_step“ in Zeile 230 des Python Skripts). Für jede Skalenebene werden je zwei Maße der Oberflächenrauigkeit berechnet: (a) die Standardabweichung der Höhenwerte pro Flächeneinheit und (b) der Abstand zwischen dem 5. und 95. Perzentil der Höhenwerte. Zur Berechnung von (b) wird zuerst das 5. bzw. 95. Perzentil bestimmt und anschließend die Differenz zwischen den beiden Perzentilen gebildet. Zur Berechnung der Standardabweichung sowie der Perzentile wird der LAStools Befehl *lascanopy* verwendet. Das Ergebnis wird im Ausgabeordner im Unterverzeichnis „rauigkeit\std_20{50,100}“ gespeichert. Die Code-Beispiele zeigen die Berechnung für die Skalenebene 20 x 20 m.

Standardabweichung:

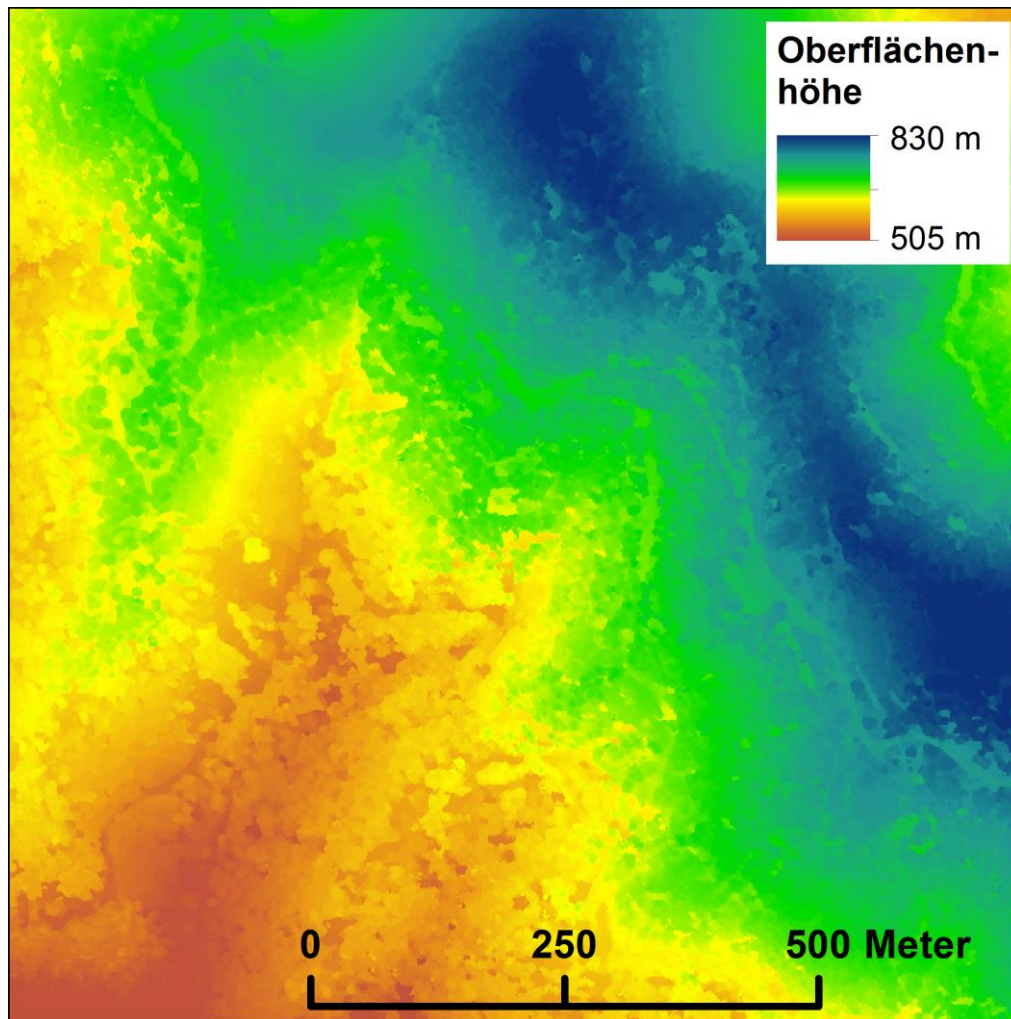
```
lascanopy -lof file_list.txt -height_cutoff -1 -drop_withheld -step 20 -std -otif
```

Perzentile:

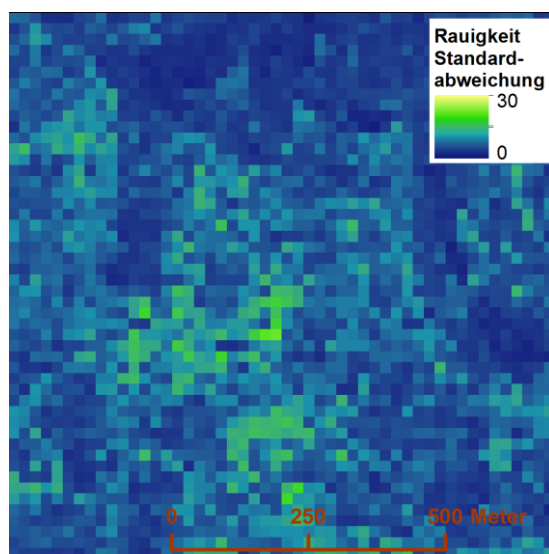
```
lascanopy -lof file_list.txt -height_cutoff -1 -drop_withheld -step 20 -p 5 95 -olaz
```

Um die Abstände zwischen den 5. und 95. Perzentilen zu berechnen, wird der LAStools-Befehl *lasdiff* verwendet. Die berechneten Perzentilabstände werden anschließend durch Verwendung des LAStools-Befehls *lasgrid* als Rasterdateien im tif-Format im Ausgabeordner im Unterverzeichnis „rauigkeit\perz_20{50,100}“ gespeichert.

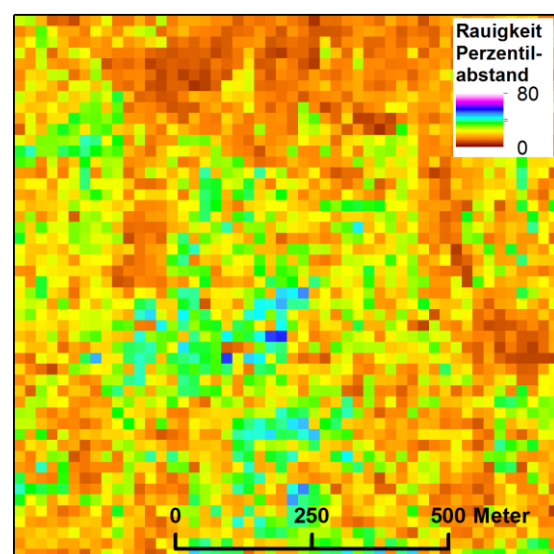
```
lasdiff -i D:\F3\test\550000_5729000_p95.laz -i
D:\F3\test\550000_5729000_p05.laz -o
D:\F3\testdaten\550000_5729000_p95_p05.tif
lasgrid -lof file_list.txt -step 20 -otif
```

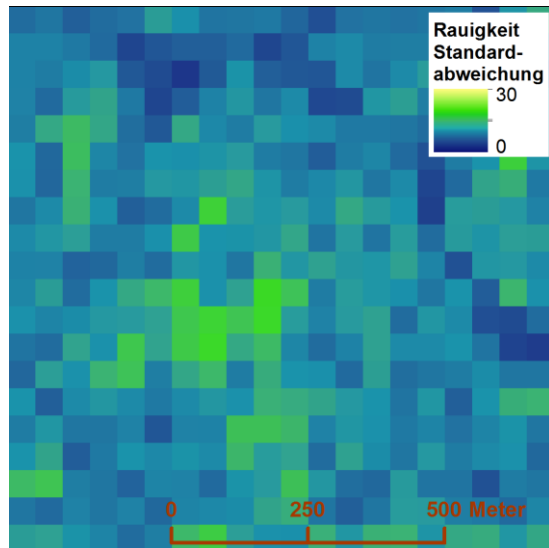
a: Ausschnitt des Oberflächenmodells, das zur Quantifizierung der Oberflächenrauigkeit der Vegetation (siehe b - g) verwendet wurde.



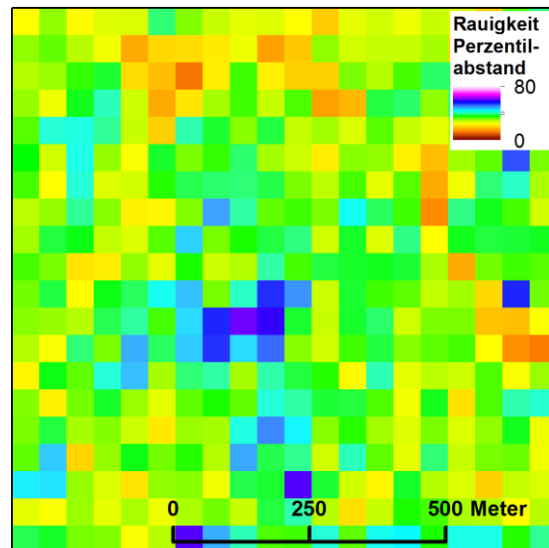
b: Oberflächenrauigkeit berechnet als Standardabweichung der Höhenwerte des nDOM (a) pro 20 m-Pixel.



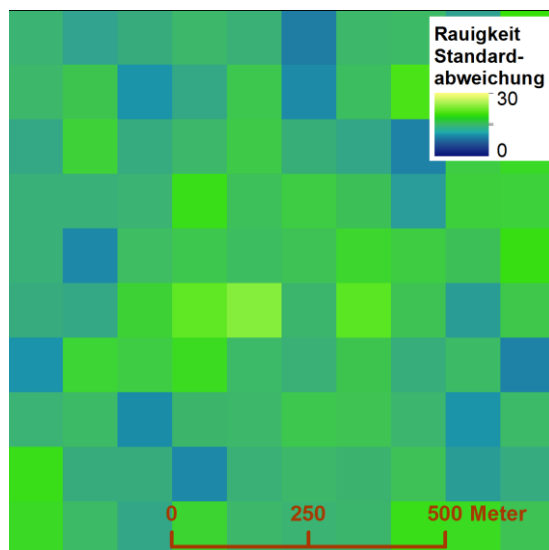
c: Oberflächenrauigkeit berechnet als Perzentilabstand der Höhenwerte des nDOM (a) pro 20 m-Pixel.



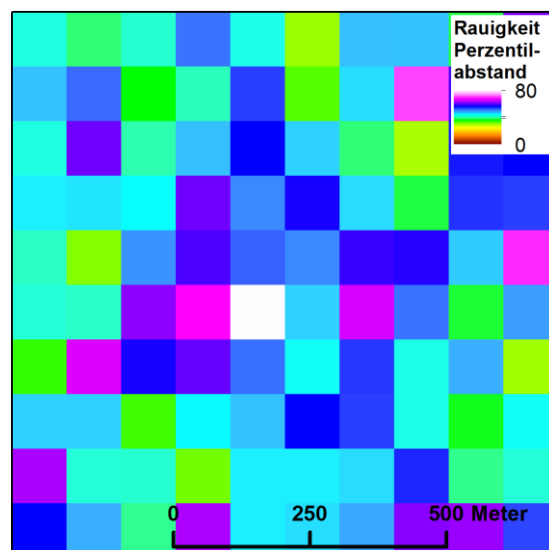
d: Oberflächenrauigkeit berechnet als Standardabweichung der Höhenwerte des nDOM (a) pro 50 m-Pixel.



e: Oberflächenrauigkeit berechnet als Perzentilabstand der Höhenwerte des nDOM (a) pro 50 m-Pixel.



f: Oberflächenrauigkeit berechnet als Standardabweichung der Höhenwerte des nDOM (a) pro 100 m-Pixel.



g: Oberflächenrauigkeit berechnet als Perzentilabstand der Höhenwerte des nDOM (a) pro 100 m-Pixel.

Abb. 6: DOM (a) und Ergebnisse verschiedener Berechnungen der Oberflächenrauigkeit (b-g).

3 Validierung der Waldstrukturkarten

3.1 Einleitung

Die nach den oben beschriebenen Verfahren erstellten Datensätze basieren auf 3-dimensionalen Punktwolken, welche mittels Image Matching-Techniken aus Luftbilddaten berechnet wurden (siehe Dokumentation zu M3 „Standardisiertes Verfahren zur Ableitung normalisierter Oberflächenmodelle (nDOM) aus Luftbildern“). Die Qualität dieser Punktwolken und Oberflächenmodelle ist stark von der Luftbild- und Befliegungsgeometrie, sowie der Radiometrie der Luftbilddaten abhängig. Die besten Ergebnisse werden erzielt, wenn die Bilder mit hohen Überlappungen aufgenommen werden und alle

Bildbereiche gut ausgeleuchtet und kontrastreich erfasst sind. In Schattenbereichen, in denen die Bilder nahezu schwarz erscheinen, und in sehr hellen kontrastarmen Bildbereichen kann es vorkommen, dass nicht genügend Informationen vorhanden sind um einzelne Objekte voneinander zu unterscheiden. In Luftbildaufnahmen von Wäldern sind Schatten häufig in Bestandeslücken oder an Waldrändern zu finden, sodass die durch Image Matching erzeugten Punktwolken in diesen Bereichen Ungenauigkeiten aufweisen können. Der Anteil von beschatteten Bereichen hängt stark vom Sonnenstand zum Zeitpunkt der Aufnahme und der Bestandesstruktur ab.

Es sei daher darauf hingewiesen, dass die mit dem hier beschriebenen Verfahren erstellten Oberflächenmodelle keine fehlerfreie Abbildung der Bestandesoberfläche darstellen. Ebenso sind in der Folge die aus den Oberflächenmodellen abgeleiteten forstlichen Strukturkarten nicht fehlerfrei. Dies ist bei der Interpretation der Daten und insbesondere bei Verwendung der Daten für eine Zeitreihe zu beachten. Veränderungen in der Aufnahmegeometrie, des Aufnahmezeitpunkts, des Schattenwurfs und der Witterung zum Flugzeitpunkt beeinflussen die aus Luftbildern abgeleiteten Oberflächenmodelle, sodass es innerhalb einer Zeitreihe zu Unschärfen und Artefakten kommen kann. Die Kombination von Oberflächenmodellen unterschiedlicher Fernerkundungssensoren in einer Zeitreihe birgt zusätzliche Schwierigkeiten. Oberflächenmodelle, die aus ALS-Daten abgeleitet wurden, sind nicht durch Schatten beeinflusst und bilden, bei entsprechender Punktdichte, Objekte im Allgemeinen detailgetreuer ab als luftbildbasierte Oberflächenmodelle. Eine Zeitreihe, in der sowohl luftbild- als auch ALS-basierte Oberflächenmodelle verwendet werden, kann nur mit Einschränkungen analysiert und interpretiert werden.

Im Folgenden werden die mit dem im F³-Projekt entwickelten Verfahren erzeugbaren Oberflächenmodelle und forstlichen Strukturkarten mit verschiedenen Referenzdaten verglichen. Als Referenzdaten werden ALS-basierte Oberflächenmodelle sowie stereoskopische Baumhöhenmessungen und Bestandeslückenkartierungen verwendet. Anhand dieser Vergleiche soll eine Einschätzung der Genauigkeit der luftbildbasierten Datensätze sowie deren Detailgrad und Vergleichbarkeit verschiedener Datensätze ermöglicht werden.

3.2 Vergleich von ALS- und luftbildbasierten forstlichen Strukturkarten

3.2.1 Daten

Für das ca. 155 km² große Untersuchungsgebiet Holzminden im Solling, Niedersachsen, stehen digitale Luftbilder und ALS-Punktwolken zur Verfügung. Beide Datensätze wurden vom LGLN (Landesamt für Geoinformation und Landesvermessung Niedersachsen) für die Verwendung im F³-Projekt zur Verfügung gestellt.

Die Luftbilder wurden am 19.07.2016 mit einer UltraCam Xp aufgenommen und enthalten 4 spektrale Kanäle (Rot, Grün, Blau und Infrarot). Die Bodenauflösung beträgt 20 cm und die Längs- und Querüberlappung 80% bzw. 30%. Diese Bilder dienen als Eingangsdaten für das im Dokument M3 beschriebene Image Matching mit der Software MATCH-T DSM und SURE, anschließend wurde mit dem Pythonskript *cloud2ndom_F3.py* die aus dem Image Matching resultierende Punktwolke gefiltert und es wurden digitale Oberflächenmodelle (DOM) und normalisierte digitale Oberflächenmodelle (nDOM) im .laz und .tif Format erzeugt, welche dann zur Generierung der oben (Abschnitt 2) beschriebenen forstlichen Strukturkarten verwendet wurden.

Die ALS-Daten wurden drei Monate früher als die Luftbilder aufgenommen. Der größte Teil der ALS-Daten wurde am 17.03.2016 (122 Kacheln) aufgenommen. Einige Flächen am östlichen Rand des

Gebiets wurden kurze Zeit später am 27.03.2016 (22 Kacheln) und am 28.03.2016 (11 Kacheln) aufgenommen. Die Genauigkeit der Punkte liegt in der Höhe bei 15 cm und in der Lage bei 30 cm. Die nominelle Auflösung der ALS-Punktwolke beträgt 40 cm, bzw. 5 Punkte/m². Der Scanwinkel beträgt 60 Grad. Die Rohdaten wurden bereits vom LGLN klassifiziert und um Ausreißer bereinigt. Aus den ALS-Daten wurden ebenfalls DOM und nDOM generiert, welche anschließend als Eingangsdaten für die Erzeugung forstlicher Strukturkarten genutzt wurden. DOM und nDOM der ALS-Daten wurden mit der Software LAStools erzeugt und mit der Software R auf die Ausdehnung von 1000x1000 m zugeschnitten. Details der Prozessierung:

```
# drop classifications which are not needed and reduce point density to 0.5 m
lasthin -cpu64 -i D:\F3\Lidar\*.laz -cores 7 -drop_classification 7 -drop_classification 15 -step 0.5 -highest -odir D:\F3
\Lidar_2 -olaz
# set point type to "2" and classify all points as "5"
las2las -cpu64 -i D:\F3\Lidar_2\*.laz -cores 7 -set_classification 5 -set_point_type 2 -odir D:\F3\Lidar_3 -olaz
# combine DGM and LiDAR points
lastile -cores 7 -i D:\F3\Geodaten\DGM1_laz\*.laz -i D:\F3\Lidar_3\*.laz -odir D:\F3\Lidar_4 -olaz
# buffer each tile with a 100 m buffer
lastile -cores 7 -i D:\F3\Lidar_4\*.laz -buffer 100 -flag_as_withheld -odir D:\F3\Lidar_5 -olaz
# For nDSM:
# For nDSM: subtract DGM elevation from LiDAR points to normalize the height, remove all points below -1 m and above
55 m height
lasheight -cpu64 -i D:\F3\Lidar_5\*.laz -cores 7 -class "0" -replace_z -drop_below -1 -drop_above 55 -odir D:\F3\Lidar_6 -
olaz
# For DSM:
# For DSM: remove all points below -1 m and above 55 m height above DTM
lasheight -cpu64 -i D:\F3\Lidar_5\*.laz -cores 7 -class "0" -do_not_store_in_user_data -drop_below -1 -drop_above 55 -odir
D:\F3\Lidar_6b -olaz
# For DSM: write DSM (without buffer) as LAZ (1 m resolution)
lasgrid -cpu64 -cores 7 -i D:\F3\Lidar_6b\*.laz -drop_withheld -drop_classification 0 -step 1 -subcircle 0.5 -elevation -highest
-fill 3 -odir D:\F3\Aus_Lidar\DSM_laz -olaz
# In the last step the DSM LAZ files were cropped to an extent of 1000*1000 m (before it has been 1002*1002 m).
lastile -cpu64 -cores 7 -i D:\F3\Aus_Lidar\DSM_laz -tile_size 1000 -odir D:\F3\Aus_Lidar\DSM_laz_clip -olaz
# For nDSM:
# For nDSM: write nDSM (without buffer) as TIFF (1 m resolution)
lasgrid -cores 7 -i D:\F3\Lidar_6\*.laz -drop_classification 0 -drop_withheld -clamp_z_below 0 -epsg 25832 -step 1 -subcircle
0.5 -elevation -highest -fill 3 -odir D:\F3\Aus_Lidar\nDSM_tiff -otif
# For nDSM: write nDSM (with buffer) as LAZ (1 m resolution)
lasgrid -cpu64 -cores 7 -i D:\F3\Lidar_6\*.laz -drop_classification 0 -step 1 -subcircle 0.5 -elevation -highest -fill 3 -odir
D:\F3\Aus_Lidar\nDSM_laz -olaz

# The resulting nDSM TIFF has an extent of 1002*1002 m and therefore was clipped to 1000*1000 m using the following R
code.
library(raster)
library(rgdal)
library(snow)
library(foreach)
library(doParallel)
setwd('D:/F3/Aus_Lidar')

img.path <- list.files(paste('nDSM_tiff/', sep="/"), pattern=".tif$", full.names=F)

cores=detectCores()
cl <- makeCluster(cores[1]-2)
registerDoParallel(cl)

foreach(i=1:length(img.path), .packages='raster') %dopar% {
  img <- raster(paste('nDSM_tiff/', img.path[i], sep="/"))
```



```

xmin <- as.numeric(substr(img.path[i], 1,6))
xmax <- xmin+1000
ymin <- as.numeric(substr(img.path[i], 8,14))
ymax <- ymin+1000
ex <- extent(xmin, xmax, ymin, ymax)
img <- crop(img, ex)
crs(img) <- CRS('+init=EPSG:25832')
writeRaster(img, paste('nDSM_tiff_clip', img.path[i], sep="/"), overwrite=T)
}
stopCluster(cl)

```

3.2.2 Das normalisierte Oberflächenmodell

Zum Vergleich der luftbild- und ALS-basierten nDOM wurden die beiden Datensätze übereinandergelegt und durch Subtraktion des Luftbild-nDOM vom ALS-nDOM ein Differenzbild berechnet (vgl. Abb. 11). Anschließend konnte für jede Bildkachel (1000 x 1000 m) eine Maßzahl berechnet werden, die die Abweichung der beiden Datensätze voneinander quantifiziert. Als Maßzahlen dienen der mittlere absolute Fehler (MAE: Mean Absolute Error), die Wurzel des gemittelten Fehlerquadrats (RMSE: Root Mean Square Error) und die Verzerrung (Bias). Die verwendeten Formeln sind:

$$\begin{aligned}
 \text{MAE} &= \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |n\text{DOM}_{ALS_i} - n\text{DOM}_{LB_i}| \\
 \text{RMSE} &= \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (n\text{DOM}_{ALS_i} - n\text{DOM}_{LB_i})^2} \\
 \text{Bias} &= \frac{\sum_{i=1}^n n\text{DOM}_{ALS_i} - n\text{DOM}_{LB_i}}{n}
 \end{aligned}$$

Die luftbildbasierte nDOM-Kachel mit der geringsten Abweichung zum ALS-basierten nDOM hat einen MAE von 0,54 m während die Kachel mit der größten Abweichung einen MAE von 3,3 m aufweist. Im Mittel beträgt der MAE 1,8 m (Median 1,7 m). Es fällt jedoch auf, dass insbesondere Kacheln, die wenig Wald enthalten, einen niedrigen MAE aufweisen, während Kacheln mit höherem Waldanteil tendenziell höhere MAE Werte aufweisen. Dieser Zusammenhang ist in Abb. 7 illustriert, in der der MAE pro Kachel gegen den Waldanteil pro Kachel abgetragen ist. Der Waldanteil wurde hier als Anteil der Pixel im ALS-nDOM mit einer Höhe > 3 m bestimmt. Es ist zu beobachten, dass mit zunehmendem Waldanteil auch der MAE steigt, was darauf hindeutet, dass es in Wäldern einen größeren Teil an beschatteten Bereichen gibt, in denen das Image Matching ungenauer funktioniert als im Offenland, das im vorliegenden Fall durch Agrarflächen mit vergleichsweise geringer vertikaler Strukturdiversität und wenigen Schattenflächen charakterisiert ist. Für Kacheln mit einem Waldanteil von ca. 70% und mehr ist eine hohe Variabilität der MAE Werte zu beobachten, was darauf hindeutet, dass einige Kacheln mit weniger komplexen Bestandesoberflächen bestanden sind, z. B. dichte Jungwuchsbestände, die wenige Lücken aufweisen und durch homogene Baumdimensionen gekennzeichnet sind. Wohingegen andere Kacheln durch komplexe Altbestände mit größerer Variabilität an Baumdimensionen und einem höheren Anteil an Bestandeslücken und dadurch bedingt mehr Schattenwurf charakterisiert sind.

Für die $n = 97$ nDOM Kacheln mit einem Waldanteil $> 70\%$ liegt der MAE im Mittel bei 2,2 m und der mittlere RMSE bei 5,1 m. Die MAE- sowie RMSE-Werte für das nDOM, das basierend auf Punktwolken des mit der Software SURE durchgeführten Image Matchings erzeugt wurde, sind in Tabelle 1 aufgeführt und sind für beide Verfahren sehr ähnlich. Die Abweichung des SURE-basierten nDOMs ist etwas geringer als die des mit MATCH-T erzeugten Datensatzes. Sowohl MATCH-T DSM als auch SURE-basierte nDOM weisen einen mittleren Bias von -0,3 m auf, was bedeutet, dass die Höhe des ALS-basierte nDOM im Durchschnitt unter der des luftbildbasierten nDOM liegt. Dies liegt wiederum daran, dass die ALS-Daten die Bestandeslücken besser erfassen. Dadurch ergeben sich insbesondere in diesen Bereichen großen negative Differenzen zwischen ALS und luftbildbasiertem nDOM. Für Baumkronen ist andererseits zu beobachten, dass die Differenzen hier überwiegend leicht (ca. 30 – 90 cm) positiv sind, d.h. das ALS-basierte nDOM weist in diesen Bereichen etwas höhere Werte auf als das luftbildbasierte nDOM. Folgende Tendenzen lassen sich erkennen: (1) Die Höhe der Vegetation in schattigen Bestandeslücken kann im luftbildbasierten nDOM zu hoch dargestellt sein (Abweichungen von mehreren Metern sind möglich). (2) Höhen gut ausgeleuchteter Baumkronen können laut dieser Untersuchung leicht unter den ALS-Höhen (Abweichungen von weniger als einem Meter) liegen. Dies könnte durch die Unterschiede beim Ausdünnen der Punktwolken mit „lasthin“ hervorgerufen worden sein. Für das luftbildbasierte nDOM wurde beim Ausdünnen der Wert des 95. Perzentils beibehalten (siehe Dokument M3 „Standardisiertes Verfahren zur Ableitung normalisierter Oberflächenmodelle (nDOM) aus Luftbildern“, S. 16). Für das ALS-nDOM wurde dagegen der höchste Wert beibehalten (siehe Abschnitt 3.2.1).

Tabelle 1: Vergleich der luftbildbasierten nDOMs (Image Matching mit Software MATCH-T DSM bzw. SURE) mit einem ALS-basierten nDOM. Die Tabelle zeigt die Verteilung der MAE, RMSE und Bias Werte von Kacheln mit $> 70\%$ Wald ($n = 97$) im Untersuchungsgebiet Holzminden im Solling, Niedersachsen.

	nDOM MATCH-T DSM			nDOM SURE		
	MAE	RMSE	Bias	MAE	RMSE	Bias
Minimum	1,1 m	2,6 m	-1,5 m	1,0 m	2,5 m	-1,3 m
1. Quantil	1,9 m	4,4 m	-0,5 m	1,8 m	4,2 m	-0,5 m
Median	2,2 m	5,1 m	-0,3 m	2,1 m	4,9 m	-0,3 m
Mittelwert	2,2 m	5,1 m	-0,3 m	2,1 m	4,9 m	-0,3 m
3. Quantil	2,5 m	5,8 m	-0,1 m	2,3 m	5,5 m	0,0 m
Maximum	3,3 m	7,1 m	0,4 m	2,9 m	7,0 m	0,5 m

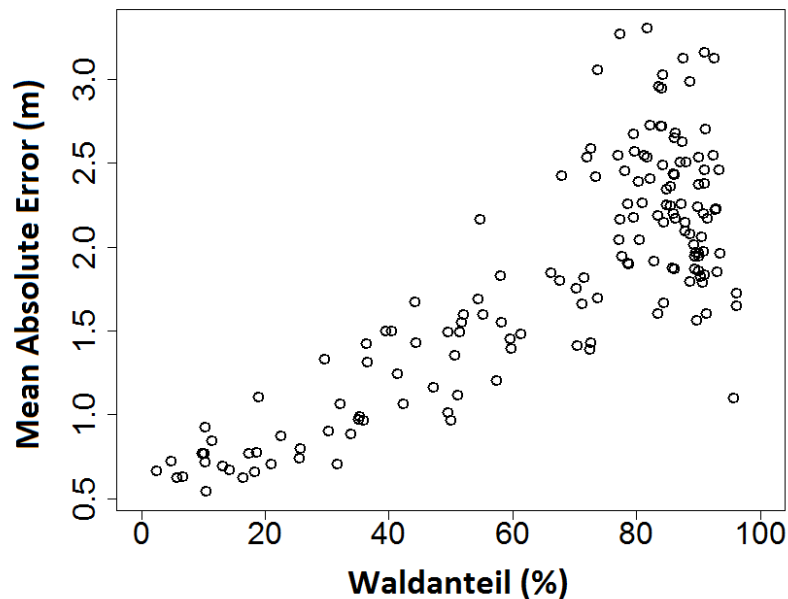


Abb. 7: Die Grafik zeigt den Zusammenhang zwischen MAE und Waldanteil pro nDOM Kachel ($n = 155$). Es ist die Tendenz zu beobachten, dass der MAE mit zunehmendem Waldanteil steigt.

3.2.3 Visuelle Gegenüberstellung ALS-basiertes nDOM und luftbildbasiertes nDOM

In Abb. 8 ist ein Ausschnitt eines luftbildbasierten nDOM einem auf ALS-Daten beruhendem nDOM (Abb. 9) gegenübergestellt. Der visuelle Vergleich der beiden nDOM zeigt, dass das nDOM aus ALS Daten eine größere Anzahl an Lücken innerhalb der Baumbestände aufweist. Außerdem erscheinen die Kronen einzelner Bäume klarer voneinander abgegrenzt. Vergleicht man die beiden gezeigten nDOM mit dem dazugehörigen Orthophoto (Abb. 10), ist zu erkennen, dass die beiden nDOM insbesondere in den Schattenbereichen des Luftbildes voneinander abweichen. Z. B. sind die von Nord nach Süd durch das Gebiet verlaufenden Bestandesgrenzen, die im Luftbild aufgrund der Beschattung sehr dunkel erscheinen, im luftbildbasierten nDOM nur ungenau abgebildet, während sie im ALS-basierten nDOM klar zu erkennen sind. Das aus den nDOM berechnete Differenzbild (Abb. 11) visualisiert und quantifiziert die Abweichungen des luftbildbasierten nDOMs vom ALS-basierten nDOM. In brauner Farbe dargestellte Flächen kennzeichnen Lücken, die im Luftbild-nDOM nicht erfasst sind. In blauer Farbe sind Bereiche dargestellt, in denen das Luftbild-nDOM niedrigere Höhen aufweist als das ALS-nDOM. Alle Abweichungen die weniger als ± 2 m betragen, sind im Differenzbild weiß dargestellt. Die große Ausdehnung der weiß eingefärbten Bereiche verdeutlicht, dass der überwiegende Anteil der Bestandesoberfläche im Luftbild-nDOM mit deutlich höherer Genauigkeit dargestellt wird als die nicht einsehbaren bzw. beschatteten Bildbereiche an Bestandesrändern bzw. in Lücken.

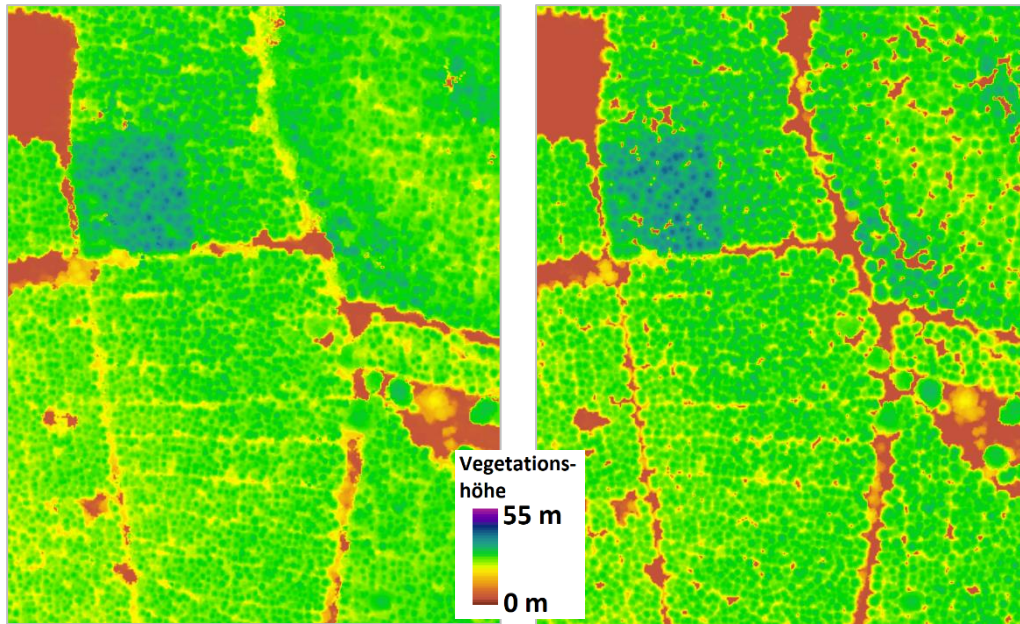


Abb. 8: Luftbildbasiertes nDOM (SURE ImageMatching).

Abb. 9: ALS-basiertes nDOM.



Abb. 10: Orthophoto.

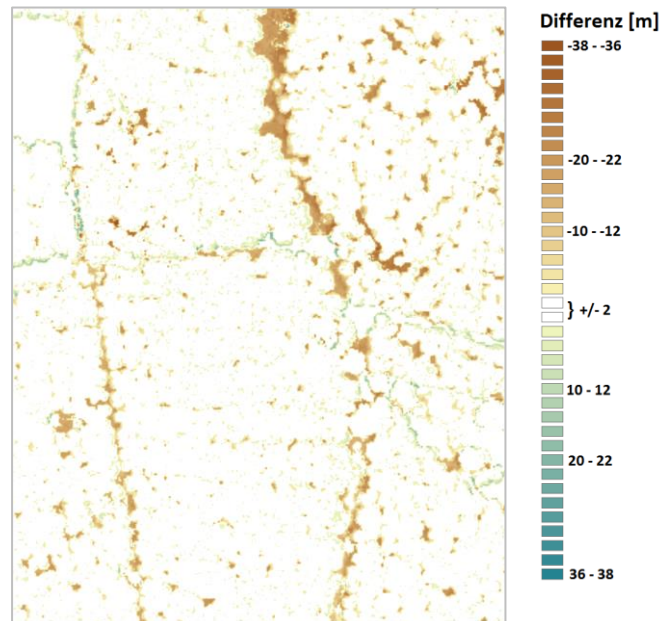


Abb. 11: Differenzbild der in Abb. 8 und Abb. 9 gezeigten nDOM.
(Differenz = ALS nDOM – Luftbild nDOM)

3.2.4 Die Waldhöhenstrukturkarte (WHSK)

Analog zum für das nDOM beschriebene Verfahren, wurden auch Waldhöhenstrukturkarten (WHSK) sowohl aus ALS-basierten als auch aus luftbildbasierten Daten generiert und die Abweichungen mittels der Maßzahlen MAE, RMSE und Bias quantifiziert (Tabelle 2). Die Abweichungen (MAE und RMSE) der WHSK zu den Referenzdaten (Tabelle 2) sind geringer als die Abweichungen der nDOM zu

den Referenzdaten (Tabelle 1). Dies lässt sich mit der größeren Auflösung der WHSK begründen. Bei der Erstellung der WHSK werden die Pixelwerte des nDOMs pro 5 x 5 m Fläche aggregiert und nur der höchsten Wert pro Flächeneinheit ausgewählt. Durch diese Aggregation werden vorrangig Pixelwerte erhalten, die oben auf Baumkronen liegen, also in Bereichen, die üblicherweise gut beleuchtet sind und in denen das Image Matching gute Ergebnisse liefert. Dies resultiert in merklich geringeren MAE- und RMSE-Werten als beim nDOM. Die Ausrichtung der WHSK an den oberen Höhen des nDOM resultiert in Bias Werten, die sich in Ihrem Vorzeichen von denen des nDOM unterscheiden. Während beim nDOM der Bias im Mittel negativ war, ist der mittlere Bias der WHSK positiv, d.h. die ALS-basierte WHSK liegt im Durchschnitt höher als die luftbildbasierte WHSK. Die bereits für das nDOM beschriebene Tendenz, dass das luftbildbasierte nDOM zu leicht niedrigeren Baumkronenhöhen neigt, ist auch in der WHSK zu beobachten und resultiert in einem positiven Bias der WHSK.

Wie bereits in Tabelle 1 aufgezeigt, sind auch für die WHSK (siehe Tabelle 2) die Abweichungen bei der Verfahren (Image Matching Mit MATCH-T DSM bzw. SURE) ähnlich. Die Abweichung (MAE und RMSE) der vom Programm SURE erzeugten Daten von den ALS-basierten Referenzdaten geringer als die von MATCH-T DSM erzeugten Daten. Der Bias der vom Programm SURE erzeugten Daten liegt hingegen höher als der von mit MATCH-T DSM erzeugten Daten.

Tabelle 2: Vergleich der luftbildbasierten Waldhöhenstrukturkarte (Image Matching mit Software MATCH-T DSM bzw. SURE) mit einer ALS-basierten Waldhöhenstrukturkarte. Die Tabelle zeigt die Verteilung der MAE, RMSE und Bias Werte von Kacheln mit > 70% Wald ($n = 97$) im Untersuchungsgebiet Holzminden im Solling, Niedersachsen.

	WHSK MATCH-T DSM			WHSK SURE		
	MAE	RMSE	Bias	MAE	RMSE	Bias
Minimum	0,7 m	1,5 m	-0,4 m	0,7 m	1,3 m	0,0 m
1. Quantil	1,2 m	2,5 m	0,4 m	1,1 m	2,3 m	0,5 m
Median	1,4 m	3,0 m	0,5 m	1,2 m	2,7 m	0,7 m
Mittelwert	1,4 m	3,1 m	0,5 m	1,2 m	2,7 m	0,7 m
3. Quantil	1,6 m	3,6 m	0,6 m	1,4 m	3,0 m	0,8 m
Maximum	2,2 m	5,0 m	1,2 m	1,8 m	4,5 m	1,2 m

3.2.5 Walddtyp (offene und geschlossene Bestände) und Bestandeslücken

Das Skript *walddtyp_F3.py* erstellt Waldklassifizierungen, die zwischen Bestandeslücken sowie offenen und geschlossenen Beständen unterscheiden. Dieses Skript wurde sowohl auf luftbildbasierte als auch auf ALS-basierte nDOM Dateien angewendet. Luftbildbasierte nDOM liegen in zwei Varianten vor: für Variante 1 wurde das Image Matching zur Erzeugung der Punktwolken mit dem Programm MATCH-T DSM von Trimble durchgeführt, für Variante 2 mit dem Programm SURE von nFrames.

Die Klassifikationsergebnisse der Varianten 1 und 2 wurden flächendeckend mit der Waldklassifikation der ALS-Daten verglichen. Die Klassifikation der ALS-Daten diente hierbei als Referenz. Anhand von Konfusionsmatrizen ist im Folgenden dargestellt, inwieweit die luftbildbasierten Klassifizierungen mit der Referenzklassifizierung übereinstimmen.

Tabelle 3: Konfusionsmatrix der Variante 1 (MATCH-T DSM) der Waldklassifizierung.

Klasse		ALS Klassifikation			Summe (ha)	Nutzer- genauigkeit
		Offener Be- stand (ha)	Geschlossener Bestand (ha)	Lücke (ha)		
Luftbildbasierte Klassifikation (MATCH-T DSM)	Offener Bestand (ha)	518,54 (4,74%)	37,62 (0,34%)	23,35 (0,21%)	579,51 (5,29%)	89,48%
	Geschlossener Bestand (ha)	40,36 (0,37%)	9459,54 (86,42%)	408,96 (3,74%)	9908,86 (90,52%)	95,47%
	Lücke (ha)	20,54 (0,19%)	87,61 (0,80%)	350,12 (3,20%)	458,27 (4,19%)	76,40%
	Summe (ha)	579,44 (5,29%)	9584,77 (87,56%)	782,43 (7,15%)	10946,64 (100%)	<i>Gesamt- genauigkeit</i>
	Produzenten- genauigkeit	89,49%	98,69%	44,75%	<i>Gesamt- genauigkeit</i>	10328,21 ha 94,35%

Aus der Konfusionsmatrix (Tabelle 3) geht hervor, dass die Klassifikation der MATCH-T DSM-Daten zu 94,35% (Gesamtgenauigkeit) mit der Referenzklassifikation der ALS-Daten übereinstimmt. Insbesondere die Klassen 1 (offener Bestand) und 2 (geschlossener Bestand) zeigen große Übereinstimmungen. Hier werden 89,5% bzw. 98,7% der in den ALS-Daten als offener bzw. geschlossener Bestand klassifizierten Fläche auch in den luftbildbasierten Daten als solche klassifiziert (siehe Tabelle 3, Produzentengenauigkeit). Ebenso sind 89,5% bzw. 95,5% der in den Luftbilddaten als offen respektive geschlossen klassifizierten Pixel auch in den ALS Daten als solche klassifiziert (siehe Tabelle 3, Nutzerengenauigkeit).

Weniger Übereinstimmung findet man bei Klasse 3, den Bestandeslücken. Hier wurden nur knapp 45% der im ALS-Datensatz als Lücken identifizierten Lücken auch in den luftbildbasierten Daten erfasst und nur 76% der in den luftbildbasierten Daten erfassten Lücken wurden auch in den Referenzdaten als Lücke klassifiziert.

Tabelle 4: Konfusionsmatrix der Variante 2 (SURE) der Waldklassifizierung.

Klasse		ALS Klassifikation			Summe (ha)	Nutzer- genauigkeit
		Offener Be- stand (ha)	Geschlossener Bestand (ha)	Lücke (ha)		
Luftbildbasierte Klassifikation (SURE)	Offener Be- stand (ha)	554,74 (5,07%)	58,49 (0,53%)	38,52 (0,35%)	651,75 (5,95%)	85,12%
	Geschlossener Bestand (ha)	17,08 (0,16%)	9429,56 (86,14%)	335,09 (3,06%)	9781,73 (89,36%)	96,40%
	Lücke (ha)	7,65 (0,07%)	96,71 (0,88%)	408,81 (3,73%)	513,17 (4,69%)	79,66%
	Summe (ha)	579,47 (5,29%)	9584,76 (87,56%)	782,42 (7,15%)	10946,65 (100%)	<i>Gesamt- genauigkeit</i>
	Produzenten- genauigkeit	95,73%	98,38%	52,25%	<i>Gesamt- genauigkeit</i>	10393,11 ha 94,94%

Die Klassifikation der SURE-Daten erzielt ähnliche Genauigkeiten (Tabelle 4), liegt aber in fast allen Bereichen leicht höher als die Klassifikation der MATCH-T DSM-Daten. Am stärksten fällt dies bei der Klasse „Lücke“ auf, wo eine Produzentengenauigkeit von 52,3% und eine Nutzerengenauigkeit von

79,7% erreicht werden. Bei offenem und geschlossenem Bestand erzielten die SURE-Daten Produzentengenauigkeiten von 95,7% bzw. 98,4% sowie Nutzergenauigkeiten von 85,1% und 96,4%.

3.2.6 Oberflächenrauigkeit

Die Oberflächenrauigkeit des DOM wird mittels der Standardabweichung und des Perzentilabstands (Abstand zwischen dem 5. und 95. Perzentil) der Höhenwerte des DOM pro Flächeneinheit (20 x 20 m, 50 x 50 m und 100 x 100 m Pixel) berechnet. Für den Vergleich der aus Luftbilddaten abgeleiteten Oberflächenrauigkeit mit aus ALS-Daten abgeleiteten Oberflächenrauigkeit wurden, wie bereits für das DOM beschrieben, die Abweichung der luftbildbasierten von der ALS-basierten Oberflächenrauigkeit mittels der Maßzahlen MAE, RMSE und Bias quantifiziert.

Die Abweichungen zwischen den Oberflächenrauigkeiten (Tabelle 5) zeigen, dass sich luftbild- und ALS-basierte Karten in der 20 m Auflösung im Mittel um 1,6 m (MAE) bzw. 2,2 m (RMSE) unterscheiden. Der positive Bias zeigt, dass die auf ALS-basierten Oberflächenmodellen durchgeführte Berechnung der Rauigkeit zu höheren Werten führt. Im Mittel liegen die auf ALS-Daten beruhenden Rauigkeitswerte um 1,6 m über den luftbildbasierten Werten. Dies kann durch die unterschiedliche Arbeitsweise der verwendeten Sensoren erklärt werden. Da ALS-Sensoren in der Lage sind, auch in dunklen Bildbereichen akkurate Daten zu liefern, enthält dieser Datensatz eine Vielzahl an Bestandeslücken, die im luftbildbasierten Datensatz fehlen. Die größere Anzahl von Bestandeslücken in den ALS-Daten bedingt eine größere Variabilität der Höhenwerte pro Flächeneinheit, ergo eine größere Oberflächenrauigkeit. Tabelle 5 zeigt außerdem, dass die Abweichungen mit größer werdenden Flächeneinheiten kleiner werden. So liegt z. B. der mittlere MAE der Oberflächenrauigkeit pro 20 m Pixel bei 1,6 m während er in der 100 m Auflösung nur 1,1 m beträgt.

Für das Oberflächenrauigkeitsmaß Perzentilabstand wurden ebenfalls die Abweichungen zwischen der luftbild- und ALS-basierten Berechnung ermittelt (Tabelle 6). Auch hier liegen die ALS-basierten Rauigkeitswerte über den luftbildbasierten Rauigkeitswerten (z. B. 4,1 m mittlerer Bias bei 20 m Auflösung). Ebenfalls ist die Tendenz zu beobachten, dass die Abweichungen zwischen den Datensätzen bei zunehmender Pixelgröße abnehmen.

Tabelle 5: Vergleich der luftbildbasierten Oberflächenrauigkeit / Standardabweichung (Image Matching mit Software MATCH-T DSM) mit einer ALS-basierten Oberflächenrauigkeitskarte. Die Tabelle zeigt die Verteilung der MAE, RMSE und Bias Werte von Kacheln mit > 70% Wald (n = 97) im Untersuchungsgebiet Holzminden im Solling, Niedersachsen. Die Werte werden pro Aggregationsstufe, d.h. pro 20 x 20 m, 50 x 50 m und 100 x 100 m Pixelgröße, angegeben.

**Oberflächenrauigkeit / Standardabweichung
MATCH-T DSM**

	20 x 20 m Pixel			50 x 50 m Pixel			100 x 100 m Pixel		
	MAE	RMSE	Bias	MAE	RMSE	Bias	MAE	RMSE	Bias
Minimum	0,7 m	1,1 m	0,6 m	0,6 m	0,9 m	0,6 m	0,5 m	0,7 m	0,5 m
1. Quantil	1,3 m	1,8 m	1,1 m	1,1 m	1,4 m	1,1 m	0,9 m	1,1 m	0,9 m
Median	1,6 m	2,2 m	1,5 m	1,3 m	1,7 m	1,3 m	1,1 m	1,3 m	1,1 m
Mittelwert	1,6 m	2,2 m	1,5 m	1,4 m	1,7 m	1,3 m	1,1 m	1,3 m	1,1 m
3. Quantil	1,8 m	2,6 m	1,7 m	1,6 m	2,0 m	1,6 m	1,3 m	1,6 m	1,3 m
Maximum	2,5 m	3,3 m	2,5 m	2,2 m	2,7 m	2,2 m	1,8 m	2,0 m	1,8 m

Tabelle 6: Vergleich der luftbildbasierten Oberflächenrauigkeit / Perzentilabstand (Image Matching mit Software MATCH-T DSM) mit einer ALS-basierten Oberflächenrauigkeitskarte. Die Tabelle zeigt die Verteilung der MAE, RMSE und Bias Werte von Kacheln mit > 70% Wald ($n = 97$) im Untersuchungsgebiet Holzminden im Solling, Niedersachsen. Die Werte werden pro Aggregationsstufe, d.h. pro 20 x 20 m, 50 x 50 m und 100 x 100 m Pixelgröße, angegeben.

Oberflächenrauigkeit / Perzentilabstand

MATCH-T DSM

	20 x 20 m Pixel			50 x 50 m Pixel			100 x 100 m Pixel		
	MAE	RMSE	Bias	MAE	RMSE	Bias	MAE	RMSE	Bias
Minimum	2,0 m	3,7 m	1,7 m	1,7 m	2,8 m	1,6 m	1,7 m	2,3 m	1,7 m
1. Quantil	3,6 m	6,0 m	3,2 m	3,3 m	5,0 m	3,1 m	2,6 m	3,7 m	2,6 m
Median	4,3 m	7,2 m	4,1 m	4,0 m	6,0 m	3,9 m	3,4 m	4,5 m	3,3 m
Mittelwert	4,4 m	7,1 m	4,1 m	4,1 m	6,1 m	4,1 m	3,5 m	4,8 m	3,5 m
3. Quantil	5,1 m	7,2 m	4,8 m	4,9 m	7,2 m	4,9 m	4,2 m	5,9 m	4,2 m
Maximum	6,7 m	10,2 m	6,5 m	7,1 m	9,5 m	7,1 m	6,5 m	8,0 m	6,5 m

3.3 Validierung mit manuell erzeugten Vergleichsdaten

3.3.1 Vergleich des nDOM mit stereoskopisch gemessenen Höhen

Die Genauigkeit der Höhen im DOM und nDOM ist maßgeblich für die Genauigkeit der abgeleiteten Strukturparameter. Neben ALS-Daten, wie in Abschnitt 3.2 beschrieben, können hierfür auch stereoskopisch gemessenen Höhen verwendet werden. Der Vorteil von aus dem gleichen Bilddatensatz stereoskopisch gemessenen Höhen als Referenzdaten besteht darin, dass die Einflüsse unterschiedlicher Messinstrumente und Ko-Registrierungsfehler ausgeschlossen werden können. Es wird so ausschließlich die Genauigkeit der Höhenableitung mittels eines automatisierten versus eines manuellen Verfahrens untersucht. Ein Nachteil hierbei ist, dass das manuelle, stereoskopische Messen sehr zeitaufwendig ist. Für die Validierung im F³-Projekt wurden deshalb bereits vorhandene stereoskopisch gemessene Baumhöhen außerhalb der F³-Projektgebiete genutzt. Diese verteilen sich auf zwei Flächen im Nordschwarzwald bzw. dessen Vorbergzone (Abb. 12).

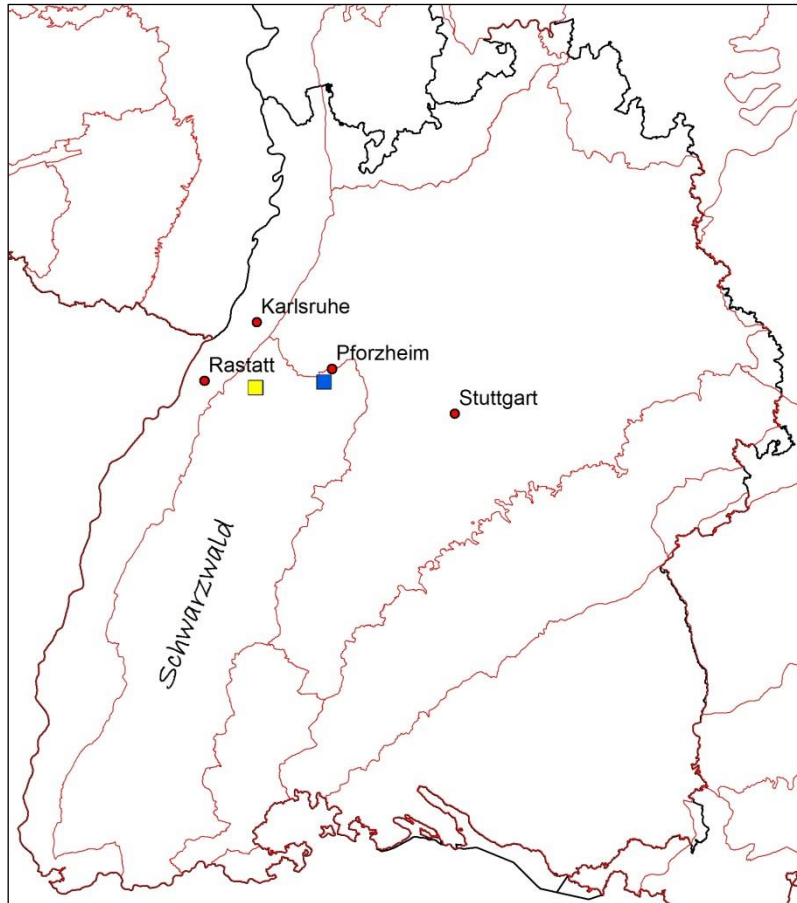


Abb. 12: Lage der Höhenvalidierungsgebiete innerhalb Baden-Württembergs. Gelb = Validierungsgebiet „Rastatt“; blau = Validierungsgebiet „Pforzheim“.

Die Fläche „Rastatt“ (Abb. 12) liegt im Landkreis Rastatt. Hier waren insgesamt 840 Höhen gemessen worden, davon 157 auf Baumspitzen. Die restlichen 683 Messpunkte waren auf den Baumkronen gemessen worden (Abb. 13). Diese beiden Kategorien wurden sowohl zusammen (RA) als auch getrennt (RA1 = Baumspitzen; RA2 = Baumkronen) ausgewertet. Auf der Fläche „Pforzheim“ (Abb. 12), die im Landkreis Pforzheim liegt, waren an 212 Baumspitzen die Höhen gemessen worden (Abb. 14).

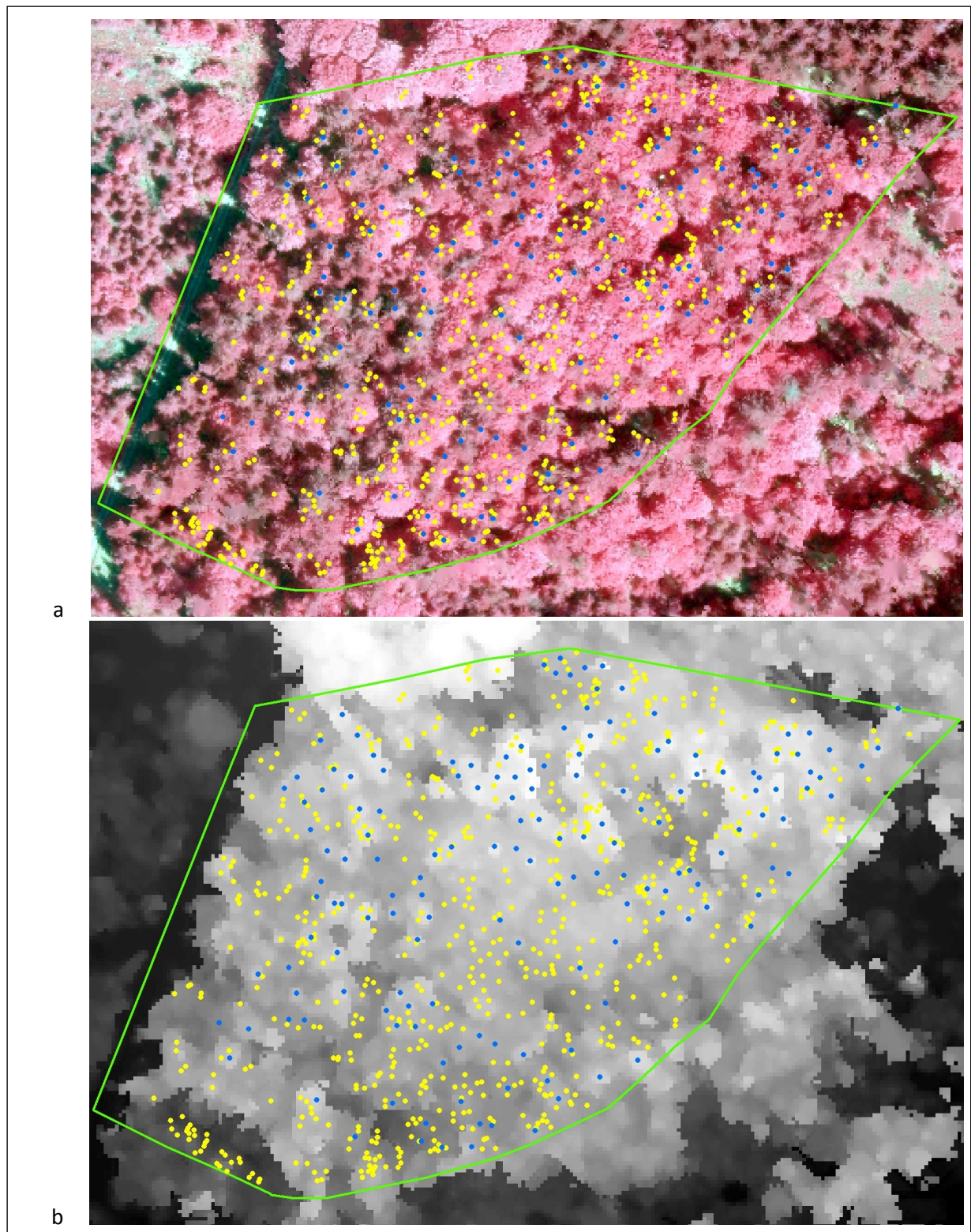


Abb. 13: Gemessene Höhen im Validierungsgebiet Rastatt mit CIR-Orthophoto (a) bzw. 1 m-DOM (b) im Hintergrund. Blaue Punkte = Höhen auf Baumspitzen; gelbe Punkte = Höhen auf Baumkronen.

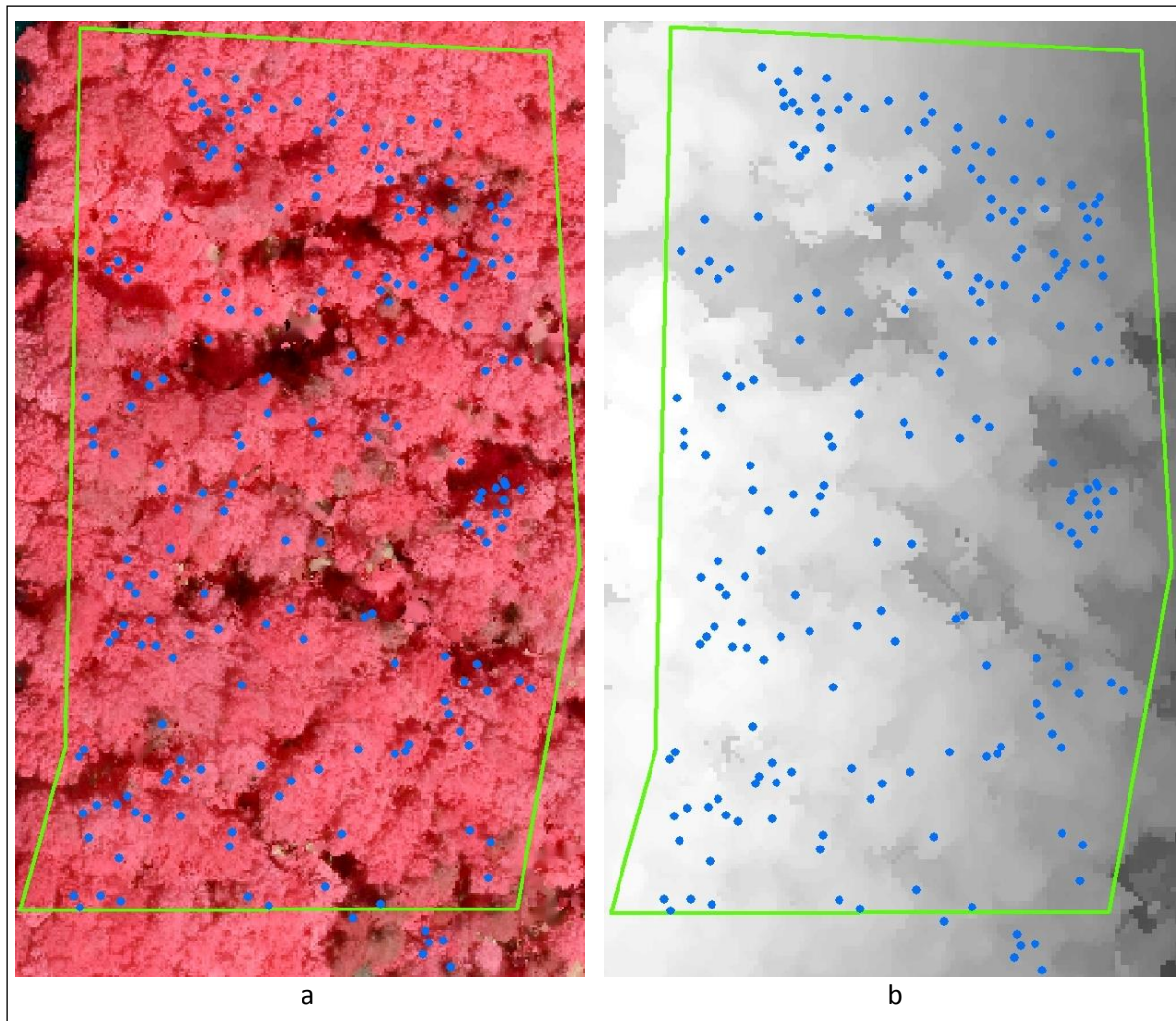


Abb. 14: Gemessene Baumspitzenhöhen im Validierungsgebiet Pforzheim mit CIR-Orthophoto (a) bzw. 1 m-DOM (b) im Hintergrund.

Mittels des stereoskopischen Verfahrens wurden absolute Höhen gemessen, das heißt es wurde keine Geländehöhe stereoskopisch gemessen und abgezogen. Die Höhenmessungen basieren auf Daten einer im Mai 2012 durchgeführten Luftbildbefliegung. Zur Generierung des nDOM wurden die Luftbilder mit der Software SURE nach dem für das F³-Projekt festgelegten Vorgehensweise zur Oberflächenberechnung (siehe Dokumentation zu M3) prozessiert.

Mit der Software ArcGIS wurde für jeden stereoskopisch gemessenen 3D-Punkt der entsprechende Pixelwert aus dem 1 m Luftbild-nDOM (Rasterformat) ausgelesen (Tool „Extract Values to Points“ (Spatial Analyst Tools → Extraction)). Zusätzlich wurde die Geländehöhe aus dem DGM mit 1 m Auflösung (bereitgestellt durch das Landesamt für Geoinformation und Landentwicklung Baden-Württemberg (LGL)) extrahiert. Diese wurden von den stereoskopisch gemessenen Höhen abgezogen. Die normalisierten Stereo-Höhen wurden mit den nDOM-Höhen verglichen und der RMSE sowie der MAE berechnet (Tabelle 7). Abb. 15 zeigt einen grafischen Vergleich zwischen den normalisierten stereoskopisch gemessenen Höhen und den Höhen aus dem Luftbild-nDOM. In Pforzheim wird der höchste RMSE (2,18 m) aber gleichzeitig auch der niedrigste MAE (0,84 m) erzielt. Dies kann durch den Ausreißer von 28 m Höhenunterschied (Abb. 15 d) erklärt werden. Ohne diesen Ausreißer läge der RMSE bei 1,03 m, während sich der MAE nur auf 0,85 m ändert. Auch in Rastatt streuen die Hö-

henunterschiede stark (RMSE 1,56 m); Höhenunterschiede von bis zu 14 m werden beobachtet (Abb. 15 a – c).

Tabelle 7: Ergebnisse (RMSE, MAE) des Vergleichs zwischen stereoskopisch gemessenen und aus dem Luftbild-DOM (Rasterformat) mit „Extract Values to Points“ extrahierten Höhen.

Fläche (Punkte)	RMSE	MAE
Rastatt (840)	1,56 m	1,03 m
Rastatt 1 (157)	1,82 m	1,38 m
Rastatt 2 (683)	1,49 m	0,94 m
Pforzheim (212)	2,18 m	0,84 m

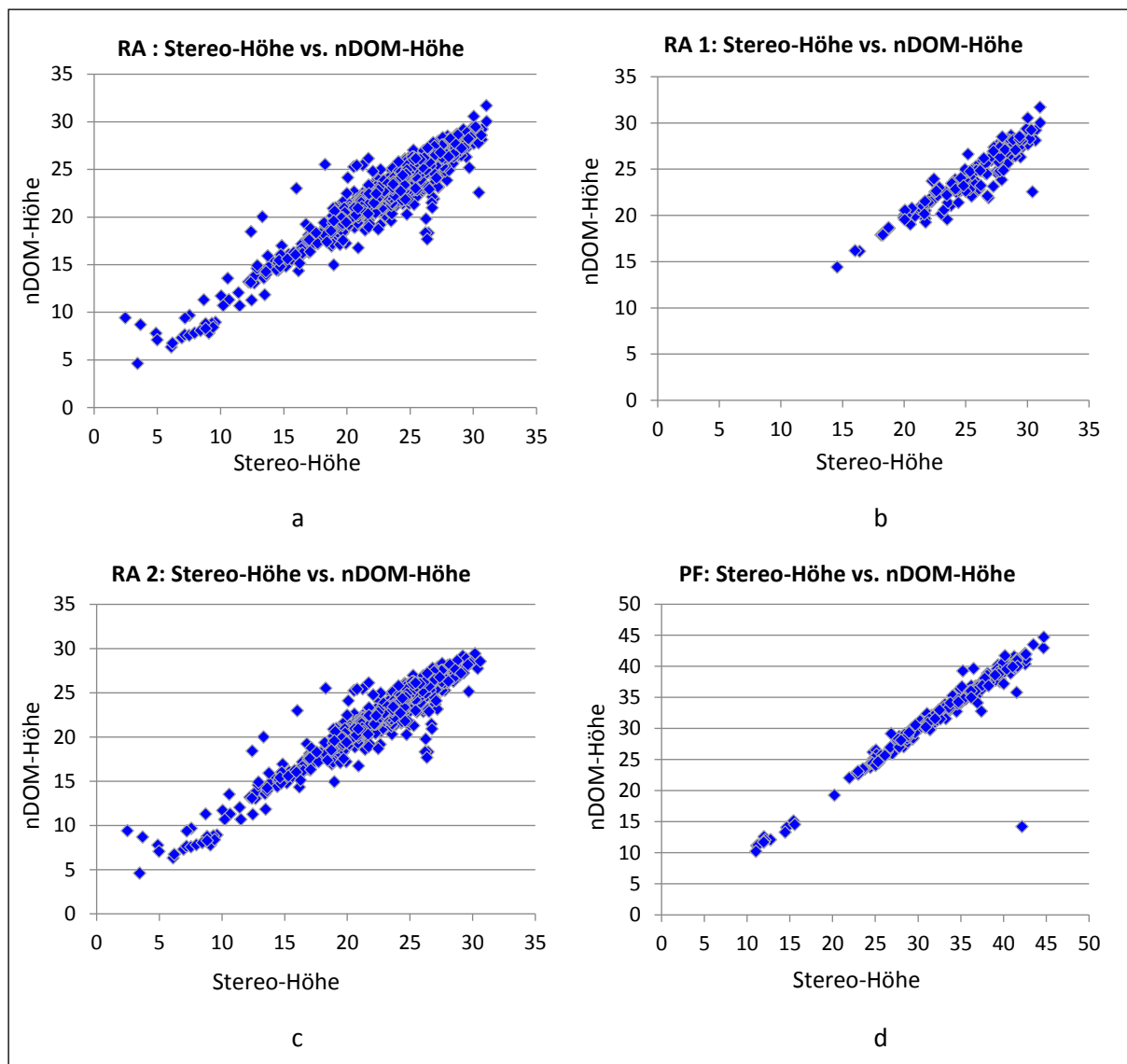


Abb. 15: Grafische Darstellung der Unterschiede zwischen stereoskopisch gemessenen Höhen und Höhen extrahiert mit „Extract Values to Points“ aus dem 1 m Luftbild-nDOM (Rasterformat).

Die Höhenvalidierung hat gezeigt, dass aus Luftbildern abgeleitete Oberflächenmodelle Baumhöhen mit hoher Genauigkeit erfassen können, allerdings streuen die Daten und es treten Ausreißer auf. Der stärkste Ausreißer tritt im Validierungsgebiet Pforzheim (Abb. 15 d) auf und ist wohl auf einen

Image Matching-Fehler zurückzuführen, der bei der nDOM-Berechnung nicht herausgefiltert wurde. Dies wird in Abb. 16 ersichtlich. Während nach dem Orthophoto (Abb. 16 a) der Höhenmesspunkt durchaus auf einer Baumkrone zu liegen scheint, werden im DOM (Abb. 16 b) an dieser Stelle mit sehr dunklen Grautönen Höhenwerte weit unterhalb der Baumkronenspitze angezeigt. Dabei zeigen die Pixel mit den niedrigeren Höhenwerten einen abrupten Höhenabfall an und bilden gleichzeitig eine unnatürliche Form, die einen Image Matching-Fehler nahelegt.

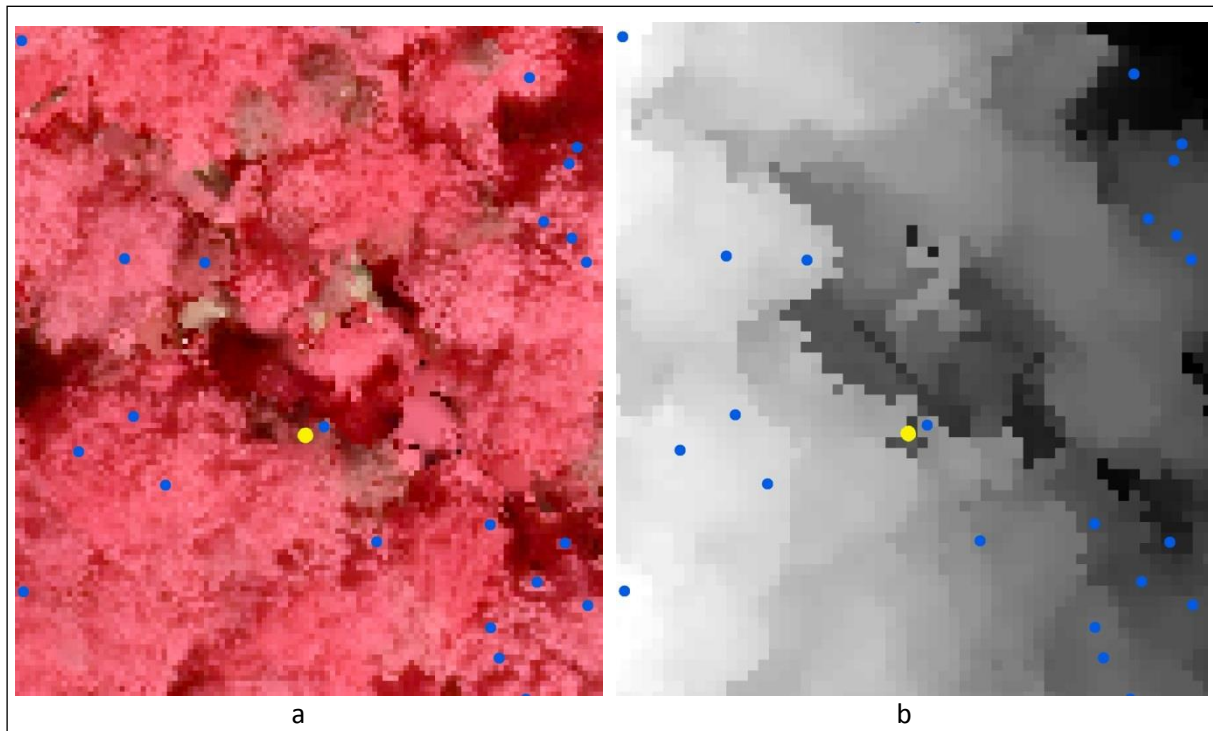


Abb. 16: Ausreißer mit 28 m Höhenunterschied (gelb markierter Punkt) und andere Höhenmesspunkte (blau) im Validierungsgebiet Pforzheim. Im Hintergrund das Orthophoto (a) bzw. DOM (b).

3.3.2 Vergleich der Lückenerkennung mit Referenzdaten aus stereoskopischer Bildinterpretation

Wie schon bei der Validierung der Oberflächenhöhen wurde an der FVA für die Validierung der Lückenerkennung auf bereits vorhandene, stereoskopisch-manuell erzeugte Referenzdaten zurückgegriffen. Auch hier standen keine ALS-Daten zur Verfügung.

Das Validierungsgebiet „Schönmünz“ hat eine Größe von 1023 ha (davon 1,8 ha Gewässerfläche) und liegt bei Schönmünz (Gemeinde Baiersbronn) im Nordschwarzwald. Eine detaillierte Beschreibung des Gebiets ist in Zielewska-Büttner et al. (2016) zu finden. Für die Validierung wurden Luftbilddaten dieses Gebietes von 2012 genutzt, die mit SURE und nach dem für das F³-Projekt festgelegten Verfahren zur Oberflächenableitung (siehe Dokumentation zu M3) prozessiert wurden. Anschließend wurde mittels des Python-Skriptes „waldtyp_F3.py“ in offene Bestände, geschlossene Bestände und Lücken klassifiziert (siehe Abschnitt 2.2). Das Ergebnis ist in Abb. 17 dargestellt.

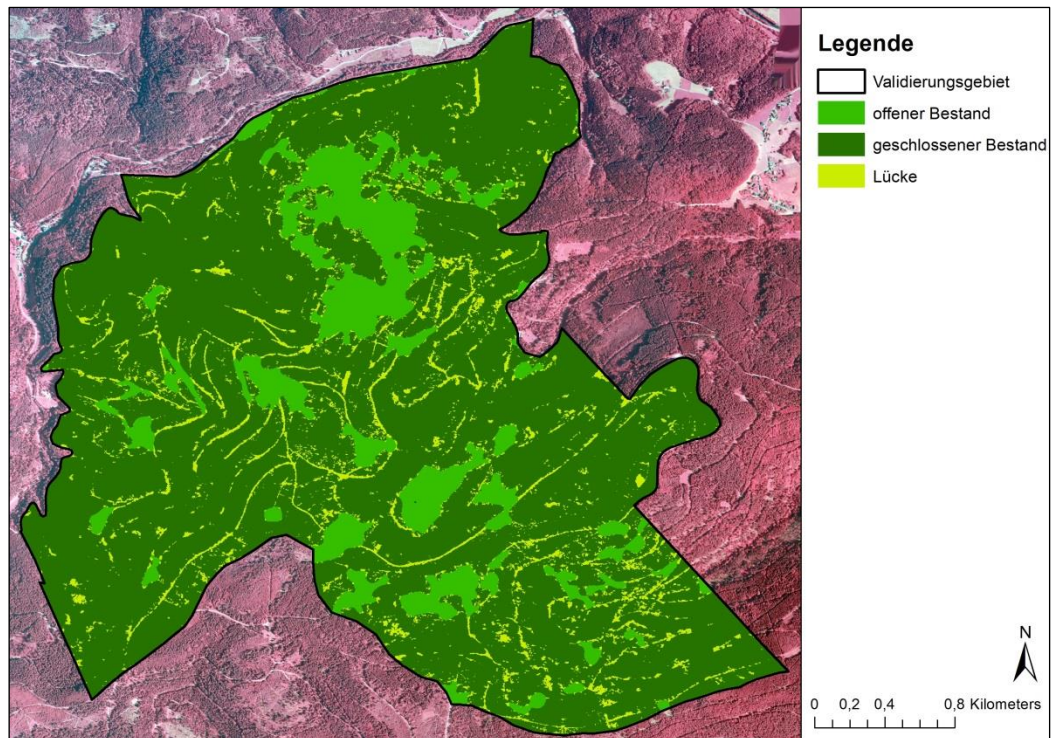


Abb. 17: Klassifizierungsergebnis für offene Bestände, geschlossene Bestände und Lücken im Validierungsgebiet Schönmünz.

Referenzdaten offene und geschlossene Bestände

Die Referenzdaten für dieses Gebiet stammen von Zielewska-Büttner et al. (2016), die ebenfalls eine Einteilung in offene und geschlossene Bestände anhand der Überschirmung (offen < 60%; geschlossen \geq 60%) vorgenommen haben. Für die Validierung nutzten Zielewska-Büttner et al. (2016) 80 Stichprobenplots (Radius = 25 m) die per stratifizierter Zufallsauswahl zu gleichen Teilen auf die beiden Klassen verteilt wurden. Für jeden der Plots wurde die Überschirmung stereoskopisch unter Zuhilfenahme schematischer Bildbeispiele in 5%-Schritten geschätzt. Basierend auf diesen Daten wurde die vorherige Stratenzugehörigkeit der Plots korrigiert, sodass 38 Plots der Klasse „geschlossener Bestand“ (Überschirmung \geq 60%) und 42 Plots der Klasse „offener Bestand“ (Überschirmung < 60%) zugeordnet wurden (Abb. 18). Diese Klasseneinteilung diente als Referenz für die Validierung.

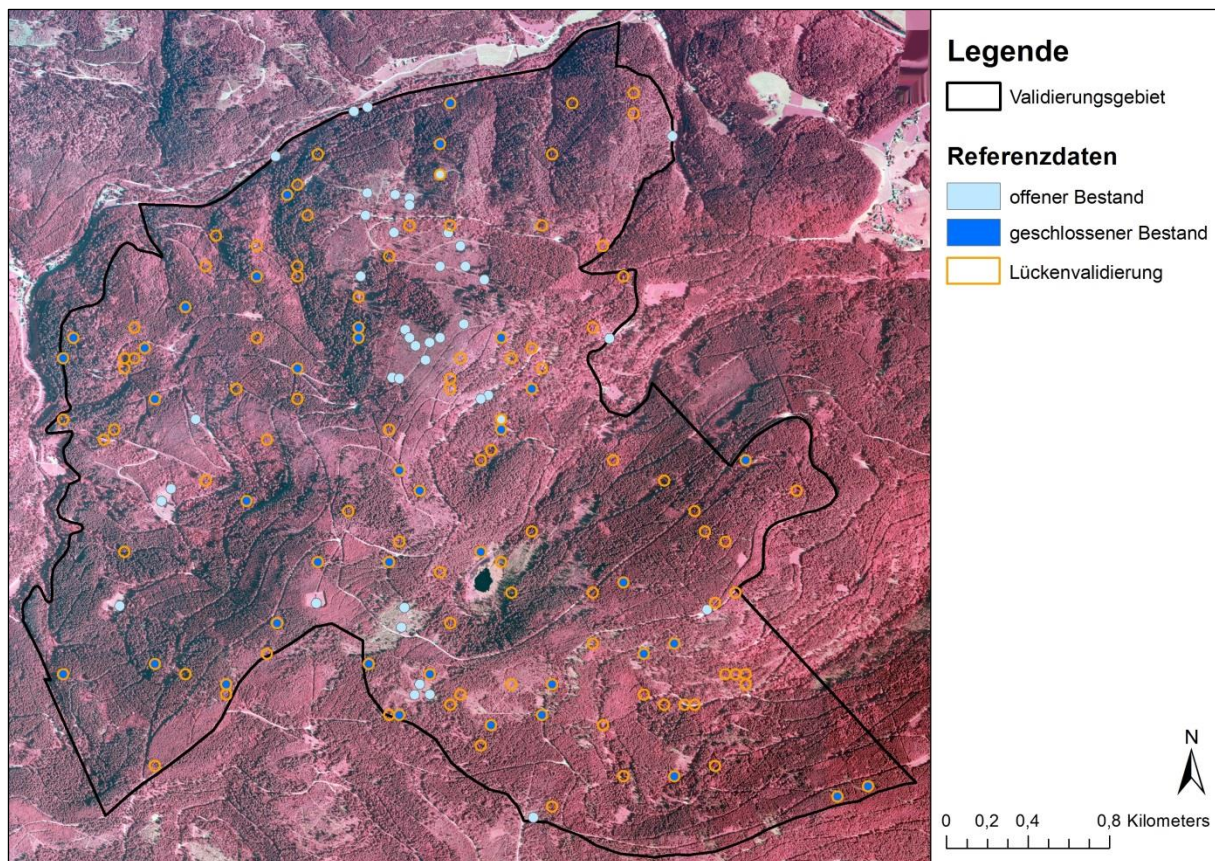


Abb. 18: Verteilung der Referenzdaten für die Klassifizierung in offene und geschlossene Bestände sowie Lücken. CIR-Orthophoto im Hintergrund.

Validierung offene und geschlossenen Bestände

Für die Validierung wurde mittels der Software ArcGIS aus den einzelnen, klassifizierten Rastern (*.tif) (siehe Abschnitt 2.2) ein Mosaik erstellt („Mosaic To New Raster“) und auf das Validierungsgebiet zugeschnitten („Extract by Mask“). Anschließend wurde das Raster in eine Vektordatei konvertiert („Raster To Polygon“). Mit dem Befehl „Dissolve“ wurden alle Polygone zu zwei „multipart“ Polygonen zusammengefasst, wobei die Klasse „Lücke“ in die Klasse „geschlossene Bestände“ aufgelöst wurde (Abb. 19). Die an den Mittelpunkten der Stichprobenplots festgestellte Klasse der automatischen Klassifikation wurde extrahiert und mit der Referenzkartierung verglichen. Daraus wurde, den Vorgaben von Olofsson et al. (2014) folgend, eine Konfusionsmatrix erstellt und es wurden die Nutzer-, Produzenten- und Gesamtgenauigkeit berechnet (Tabelle 8).

Bis auf drei Plots wurden alle Plots korrekt klassifiziert, was zu einer Gesamtgenauigkeit von 97,05% führt. Nutzer- und Produzentengenauigkeiten liegen zwischen 83% und 99%. Dieses Ergebnis ist vergleichbar mit den Ergebnissen aus der Validierung mit ALS-Daten (Tabelle 3 und Tabelle 4). Zwei der drei falsch klassifizierten Plots liegen im Grenzbereich zwischen offenem und geschlossenem Bestand. Dies zeigt, dass sich offene und geschlossene Bestände mit der in Abschnitt 2.2 vorgestellten Methode gut kartieren lassen, dass es jedoch in dem Übergangsbereichen zwischen den Klassen zu Abweichungen kommen kann.

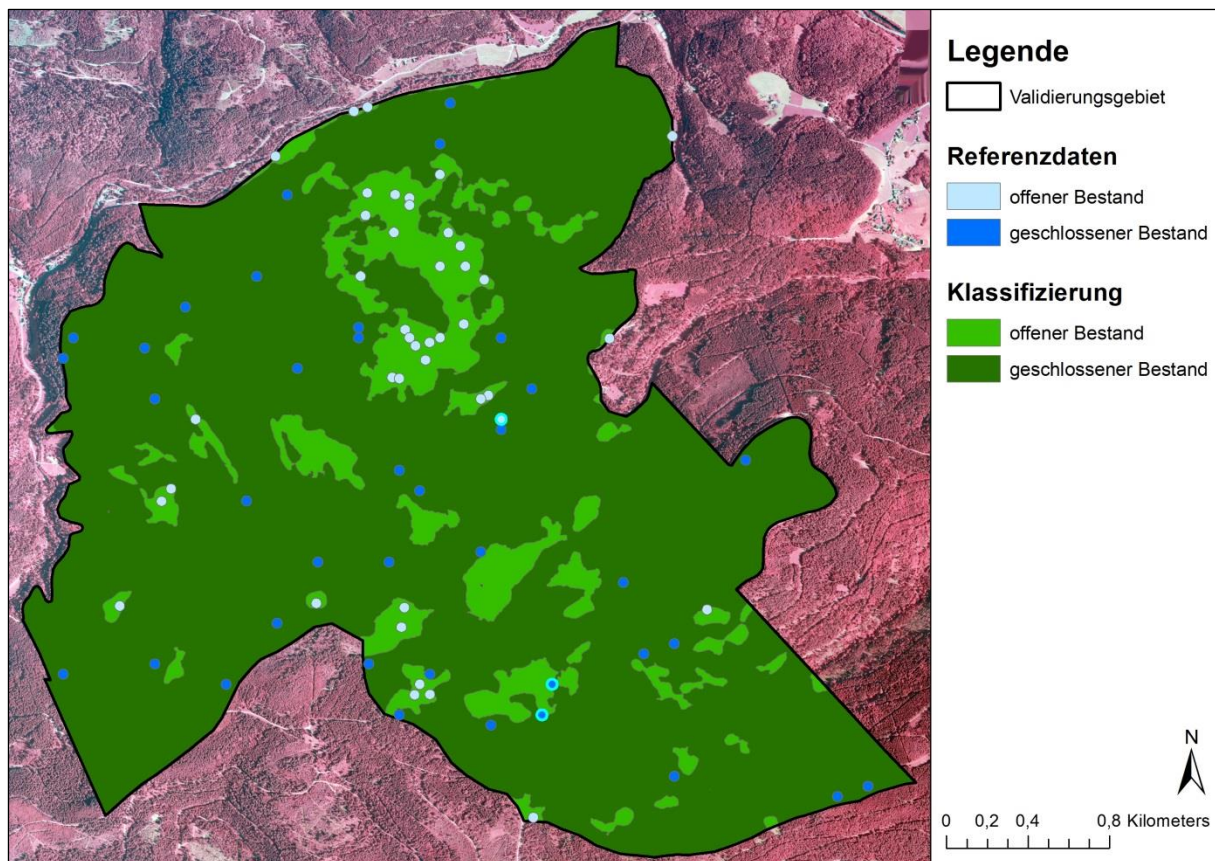


Abb. 19: Validierung der Klassifizierung in offene und geschlossene Bestände. Plots mit Fehlklassifizierung sind hervorgehoben (hellblaue Umrandung).

Tabelle 8: Konfusionsmatrix der Validierung offener und geschlossener Bestände mit Angaben zur Nutzer-, Produzenten- und Gesamtgenauigkeit.

Klasse		Referenzdaten			Nutzer- genauigkeit
		Offener Bestand	Geschlossener Bestand	Summe	
Automatische Klassifikation	Offener Bestand	11,88% (41 Plots)	0,58% (2 Plots)	12,46% (43 Plots)	95,35%
	Geschlossener Bestand	2,37% (1 Plot)	85,18% (36 Plots)	87,54% (37 Plots)	97,30%
	Summe	14,24% (42 Plots)	85,76% (38 Plots)	100% (80 Plots)	<i>Gesamt- genauigkeit</i>
	<i>Produzenten- genauigkeit</i>	83,4%	99,3%	<i>Gesamt- genauigkeit</i>	97,05%

Referenzdaten Lücken

Wie schon für die Validierung der Klassifizierung in offene und geschlossene Bestände, stammen auch die Referenzdaten für die Lückenvalidierung von Zielewska-Büttner et al. (2016). Die Referenzdaten wurden basierend auf 120 zufällig ausgewählten Stichprobenplots (Radius = 25 m) erstellt, die innerhalb der in Zielewska-Büttner et al. (2016) als „geschlossener Bestand“ klassifizierten Fläche (nur hier werden Lücken ausgewiesen) liegen (Abb. 18). Dabei wurden die 38 „geschlossener Bestand“-Plots mit verwendet. Da erwartet wurde, dass die Geländesituation einen Einfluss auf die

Güte der Lückenerkennung hat, wurde das Gebiet in 12 Straten eingeteilt und 10 Plots pro Stratum ausgewählt. Die Straten ergeben sich durch Kombination von Hangneigungs- (0°-10°: „flach“; 10°-20°: „stark geneigt“; >20°: „steil“) und Expositionsklassen (315°-45°: „Nord“; 45°-135°: „Ost“; 135°-225°: „Süd“; 225°-315°: „West“). Innerhalb jeden Plots wurden Lücken mit einer Mindestgröße von 10 m² stereoskopisch erfasst und kartiert. Um auch die Abwesenheit von Lücken validieren zu können, wurden innerhalb der Validierungsplots Kreise mit einer Fläche von 95 m² ausgewiesen („nicht-Lücken Kreise“). Diese Fläche entspricht der mittleren Größe der stereoskopisch erfassten Lücken. Die Anzahl der Kreise entspricht der Anzahl der stereoskopisch erfassten Lücken. Die Kreise wurden zufällig auf die Stichprobenpunkte verteilt. Ein Beispiel der Referenzdaten für die Lückenvalidierung findet sich in Abb. 20.

Vor der Durchführung der Validierung für das F³-Projekt war es nötig die Referenzdaten zu bereinigen, da sie ursprünglich für ein anderes Projekt erstellt worden waren. Dort weicht das Klassifizierungsergebnis für offene und geschlossene Bestände vom Ergebnis aus dem F³-Projekt ab. Deshalb wurden die zufälligen Stichprobenplots auf solche reduziert, die nach der Klassifizierung im F³-Projekt innerhalb der Klasse „geschlossener Bestand“ lagen. Dadurch wurde die Anzahl der Stichprobenplots auf 116 reduziert. Zusätzlich wurden alle nicht-Lücken-Kreise (150 Kreise) der verbliebenen Stichprobenplots visuell im Orthophoto überprüft. Kreise, die eindeutig im Bereich einer Lücke lagen, z. B. auf einem Weg oder im Bereich einer manuell kartierten Lücke, wurden markiert und von der Validierung ausgeschlossen. Insgesamt waren davon 13 Kreise betroffen. Für einige Kreise ergaben sich bei der visuellen Überprüfung Schwierigkeiten, die auf die mäßige Bildqualität (Schlagschatten) zurückzuführen sind. Für alle Kreise wurde daher festgehalten, ob die korrekte Zuordnung zur Klasse „nicht Lücke“ sicher oder unsicher ist.



Abb. 20: Beispiel Referenzdaten für die Lückenvalidierung: Stichprobenplots mit stereoskopisch erfassten Lücken (rot) und nicht-Lücken Kreisen (blau). CIR-Orthophoto im Hintergrund.

Lückenvalidierung

Für die Lückenvalidierung (Beispiel in Abb. 20 und Abb. 21) wurden ebenfalls die aus dem klassifizierten Raster erzeugten Polygone genutzt (siehe oben). Die 116 Stichprobenflächen, in denen die Kar-

tierung der Referenzdaten erfolgte, wurden mit den klassifizierten Polygonen verschnitten und es wurde berechnet, zu welchem Anteil die Referenzpolygone mit der Klasse Lücke überlappen. Die Ergebnisse wurden mit dem Flächenanteil der jeweiligen Klasse („Lücke“ und „keine Lücke“) gewichtet (Olofsson et al., 2014) und es wurde eine Konfusionsmatrix abgeleitet (Tabelle 9). Dabei müssen mindestens 20% einer stereoskopisch kartierten Lücke mit einer automatisch klassifizierten Lücke überlappen, damit die Lücke als erfasst gilt. Im Gegenzug gelten nicht-Lücken-Kreise, die sich weniger als 20% mit der Klasse Lücke überlappen, als korrekt erfasst. Mit der Einführung eines Überlappungsschwellwertes soll eine Verzerrung des Ergebnisses durch kleinflächige Überschneidungen vermieden werden.



Abb. 21: Beispiel Lückenvalidierung: Stichprobenplots mit stereoskopisch erfasster Lücke und nicht-Lücke-Kreisen. Ergebnis der automatischen Klassifizierung im Hintergrund.

Tabelle 9: Konfusionsmatrix der Lückenvalidierung mit Angaben zur Nutzer-, Produzenten- und Gesamtgenauigkeit. Eine Lücke gilt als korrekt erfasst ab einer Überlappung von 20% zwischen Referenzdaten und automatisch klassifizierten Daten.

Klasse		Referenzdaten			Nutzer- genauigkeit
		Lücke	Keine Lücke	Summe	
Automatische Klassifikation	Lücke (Overlap = 1)	5,68% (35 Flächen)	2,27% (14 Flächen)	7,96% (49 Flächen)	71,43%
	Keine Lücke (Overlap = 0)	10,76% (18 Flächen)	81,29% (136 Flächen)	92,04% (154 Flächen)	88,31%
	Summe	16,44% (53 Flächen)	83,56% (150 Flächen)	100% (203 Flächen)	Gesamt- genauigkeit
	Produzenten- genauigkeit	34,57%	97,28%	Gesamt- genauigkeit	86,97%

Die Gesamtgenauigkeit der Lückenvalidierung (Tabelle 9) beträgt 86,97% mit einer Nutzergenauigkeit der Lückenerkennung von 71,43%. Es werden 14 Lücken automatisch klassifiziert, die tatsächlich aber

nicht vorhanden sind. Die Produzentengenauigkeit für die Lückenerfassung zeigt mit 34,57%, dass nur etwas mehr als ein Drittel der tatsächlich vorhandenen Lücken auch erfasst werden.

Dies deutet auf merkbare Unterschiede in der Lückenabgrenzung zwischen stereoskopischer Bildinterpretation und automatischer Klassifizierung hin. Teilweise kann dies auf Ungenauigkeiten in der Stereomessung zurückgeführt werden. Subjektive Einschätzung sowie eine geringe Anzahl von Stereomodellen und eine ungünstige Aufnahmegeometrie durch die 60% Längs- und 30% Querüberlappung können zu von den tatsächlichen Verhältnissen abweichenden Lückenkartierungen führen. Dies wurde auch bei der visuellen Überprüfung der nicht-Lücken Kreise im Orthophoto deutlich. Wie bereits oben beschrieben lagen im Orthophoto manche Kreise eindeutig im Bereich von Lücken, die allerdings nicht kartiert worden waren.

Zusätzlich beeinflusst die Qualität der Fernerkundungsdaten die Qualität der Lückenerfassung. Von allen 150 nicht-Lücken Kreisen wurden bei der visuellen Überprüfung im Orthophoto 20 Kreise als unsicher markiert. Sechs dieser nicht-Lücken Kreise gehören zu den 14 Kreisen, die fälschlicherweise als Lücken klassifiziert wurden (Tabelle 9). Einige dieser Kreise wurden in der aus dem Image Matching stammenden, ungefilterten Punktwolke in der Software CloudCompare (<https://www.cloudcompare.org/> [letzter Zugriff 19.03.2020]) genauer visuell untersucht. Dabei waren die einzelnen Punkte mit ihren entsprechenden RGB-Farbwerten eingefärbt. Es zeigten sich eindeutige Matchingfehler, z. B. wurden beleuchtete Kronenteile auf dem Boden angezeigt, was zu einer automatisch erfassten Lücke führte. Auch die im Orthophoto auftretenden Artefakte und Bildbereiche, in denen das Bild verschmiert erscheint, deuten auf Matchingfehler hin, die zu einer überhöhten Erfassung von Lücken führen können. Schlagschatten und geringe Überlappung (60% Längs- und 30% Querüberlappung) der Luftbilder fördern das Auftreten von Matchingfehlern. Trotz der vergleichsweise hohen Gesamtgenauigkeit von knapp 87% kann die hier vorgestellte Lückenerkennung Hinweise auf das Vorkommen von nur 35% der Lücken geben, die auch visuell erkennbar sind. Gleichzeitig werden jedoch relativ viele Flächen fälschlicherweise als Lücken klassifiziert. Dies unterstreicht die Bedeutung von qualitativ hochwertigen Fernerkundungsdaten für die Ableitung forstlicher Strukturparameter. Bei Daten, die mit höherer Überlappung (mindestens 80% Längs- und 30% Querüberlappung) und zu Tageszeiten befliegen werden, die große Schlagschatten vermeiden, ist eine bessere Lückenerkennung möglich, wie das Beispiel in Abschnitt 3.2.5 zeigt.

4 Literatur

- McElhinny, C., Gibbons, P., Brack, C., Bauhus, J., 2005. Forest and woodland stand structural complexity: its definition and measurement. *Forest Ecology and Management*, 218: 1-24.
- Olofsson, P., Foody, G. M., Herold, M., Stehman, S. V., Woodcock, C. E., Wulder, M. A., 2014. Good practices for estimating area and assessing accuracy of land change. *Remote Sensing of Environment*, 148 (2014): 42-57.
- Parker, G. G., Harmon, M. E., Lefsky, M. A., Chen, J., van Pelt, R., Weiss, S. B., Thomas, S. C., Winner, W. E., Shaw, D. C., Franklin, J. F., 2004. Three-dimensional Structure of an Old-growth *Pseudotsuga-tsuga* Canopy and its Implications for Radiation Balance, Microclimate, and Gas Exchange. *Ecosystems*, 7: 440-453.
- Zielewska-Büttner, K., Adler, P., Ehmann, M., Braunisch, V., 2016. Automated Detection of Forest Gaps in Spruce Dominated Stands Using Canopy Height Models Derived from Stereo Aerial Imagery. *Remote Sensing*, 2016, 8, 175.