



**Universität
Zürich** ^{UZH}

Bewertung von Waldrandaufwertungsmassnahmen im Kanton Zürich mit Laserscanning: Ableitung und Analyse von Strukturattributen

Masterarbeit GEO 511

Abgabetermin: 30. September 2016
Geografisches Institut, Universität Zürich – Campus Irchel

Eingereicht von

Gabriel Zurschmiede
gabriel.zurschmiede@uzh.ch
06-710-222

Betreut von

Prof. Dr. Michael Schaeppman (Dekan Naturwissenschaftliche Fakultät, UZH)
Dr. Felix Morsdorf, Senior Research Associate (Remote Sensing Laboratories, UZH)
Christoph Bühler, Diplom-Biologe (Hintermann & Weber, Büro für Umweltberatung, Reinach BL)

Kontaktangaben

Betreuer:

Christoph Bühler

*Hintermann & Weber – Ökologische Planung und Forschung
Austrasse 2a, 4153 Reinach*

Prof. Dr. Michael E. Schaepman (Institutsvorsteher)

*Remote Sensing Laboratories, Geografisches Institut, Universität Zürich- Campus Irchel,
Winterthurerstrasse 190, 8057 Zürich*

Dr. Felix Morsdorf

*Remote Sensing Laboratories, Geografisches Institut, Universität Zürich – Campus Irchel,
Winterthurerstrasse 190, 8057 Zürich*

Autor:

Gabriel Zurschmiede

Kleinikon 2
8312 Winterberg ZH

Zusammenfassung

Der Ökoton «Waldrand» ist ein Hotspot für die Artenvielfalt: Als Übergangsbereich vom Offenland zum geschlossenen Wald bietet er für viele Pflanzen- und Tierarten ein optimales Habitat. Würde man sämtliche Waldränder in der Schweiz aneinanderreihen, könnte man damit knapp dreimal den Äquator einschnüren. Diesen wichtigen Lebensraum gilt es zu bewahren und zu pflegen, damit der Wald als Ganzes seine vielen Funktionen optimal erfüllen kann, sei es als erholsames Naherholungsgebiet für den Menschen, Brutstätte für diverse Vogelarten oder begehrter Platz für licht- und wärmeliebende Reptilien und Pflanzenarten.

Waldrandpflege ist eine Daueraufgabe über viele Jahre hinweg. Waldrandaufwertungsmaßnahmen müssen in einem wiederkehrenden Zyklus stattfinden, damit die Pflege einen Effekt hat. Dabei spielt die Schaffung von Strukturvielfalt eine wichtige Rolle: Durch verschiedene Massnahmen wie Buchtenhiebe oder Stufenpflege schaffen die Forstmitarbeiter abwechslungsreiche Umgebungen, in denen sich viele Tiere und Pflanzen heimisch fühlen. Eine objektive, quantifizierbare Erfolgskontrolle über die aufgewerteten Waldrandabschnitte gibt es dabei nur selten. Wenn überhaupt werden die Waldränder anhand ökologischer Bewertungsschlüssel in zeit- und kostenintensiven Felduntersuchungen beurteilt. Moderne Fernerkundungsmethoden wie luftgestütztes Laserscanning bieten diesbezüglich hohes Potential, Waldrandstrukturen sowohl horizontal wie auch vertikal über grosse Flächen mit hoher Präzision zu erfassen. Die gelieferten Daten können Aufschluss geben über verschiedene ökologisch relevante Strukturattribute wie Vegetationslücken, Belaubungsdichte einzelner Höhenstufen oder die vertikale Verteilung von Vegetationsmaterial.

Diese Masterarbeit nahm sich dieser Thematik an und wollte klären, ob und für welchen Strukturattributen genau sich behandelte von unbehandelten Waldrändern unterscheiden. Zu diesem Zweck wurden total 200 Waldränder im Kanton Zürich untersucht, wovon die eine Hälfte bereits aufgewertet wurde, die andere hingegen förderungswürdig, aber noch nicht aufgewertet worden ist. Auf Basis modernster Lidar-Daten (aufgenommen im Frühjahr 2014) wurden die beiden Waldrandkategorien auf signifikante Unterschiede bezüglich 26 Strukturattributen getestet.

Von diesen 26 Strukturattributen erwiesen sich 15 als geeignet, signifikante Unterschiede zwischen den beiden Waldrandsamples festzustellen. Insbesondere für Attribute, welche die Oberflächenbedeckung («Canopy Coverage») wiedergeben, ist der Unterschied zwischen aufgewerteten und nicht-aufgewerteten Waldrändern sehr stark ausgeprägt. Diese Attribute zeigen auch einen klaren Trend zwischen den verschiedenen Eingriffszeitpunkten einer Aufwertung: Erst kürzlich aufgewertete Waldränder (2014) haben deutlich mehr Bodenlücken als solche mit länger zurückliegenden Aufwertungen (2010).

Es wurde auch versucht, das wichtige Waldrandelement «Krautsaum» und «Strauchgürtel» zu erfassen, was operationell auch gelang. Jedoch waren keine statistischen Aussagen möglich: Sowohl behandelte als auch unbehandelte Waldrandabschnitte wiesen einen ähnlich flächenmässig identisch grossen Krautsaum, resp. Strauchgürtel auf, was den Verdacht nährt, dass hier die Methode überdenkt werden muss.

Auch warf die abschliessende Feldvalidierung mehr Fragen als Antworten auf: Von den sechs im Feld erhobenen Attribute konnte nur eine Korrelation mit der entsprechenden Lidar-Metrik hergestellt werden.

Dennoch kann grundsätzlich nicht bestritten werden, dass Lidar ein geeignetes Verfahren für die Bewertung von Vegetations-Strukturattributen ist. Vielmehr sind es gemäss der statistischen Auswertung einzelne Attribute aus bestimmten Variablengruppen, welche gezielt für die Untersuchung und Bewertung von Waldrandaufwertungsmaßnahmen herangezogen werden können. Insbesondere Attribute, welche Oberflächenheterogenität, Belaubungsdichte oder eben Oberflächenbedeckung abbilden, müssen hier vertieft betrachtet werden, wenn es um die Bewertung von Waldrandstrukturen geht. Diese Masterarbeit liefert hiermit erste Anhaltspunkte zur weiterführenden Forschung auf diesem Gebiet.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung.....	1
1.1	Initialisierung und Motivation	3
1.2	Aktueller Forschungsstand	4
1.2.1	Lidar in der Ökologie-Forschung	4
1.2.2	Struktur-Attribute und die Verbindung zu Biodiversität	5
1.3	Fragestellung und Ziele	5
2	Konzepte und Definitionen	7
2.1	Aufbau und Struktur von Waldrändern.....	7
2.2	Kriterien für hochwertige Waldränder.....	8
2.3	Klassische Waldrandbewertung	9
2.4	Waldrandaufwertung	11
2.5	Aufwertungsmassnahmen.....	11
2.6	Erfolgskontrollen	13
2.7	Das Lidar-Prinzip.....	13
2.7	Waldstruktur-Attribute	15
2.7.1	Präsentation Struktur-Attribute	16
3	Material und Methode	18
3.1	Datengrundlage und -Beschaffung.....	18
3.1.1	Lidar-Projekt «Luftaufnahmen42»	18
3.1.2	GIS-Datensatz «Waldrandförderobjekte»	20
3.1.3	Forstrevier-Daten	20
3.2	Waldrandsets.....	21
3.2.1	Sampling-Selektion	21
3.2.2	Alters-Stratifikation	22
3.2.3	Vergleichs-Kriterien	23
3.2.4	Sampling-Übersicht	24
3.2.5	Digitalisierung und Pufferung.....	26
3.3	Lidar-Daten-Aufbereitung	27
3.3.1	Filterung der Rohdaten	27
3.3.2	Erstellung des «Pit-Free-Canopy Height Model»	27
3.3.3	Höhen-Stratifizierung	28
3.3	Berechnung der Lidar-Struktur-Attribute.....	30
3.4	Feldvalidierung	34
4	Resultate und Interpretation.....	35

4.1	Sampling-Vergleich nach «Behandelt» und «Unbehandelt»	35
4.1.1	Variablengruppe 1: Belaabungsheterogenität für CHM	35
4.1.2	Variablengruppe 2: Belaabungsheterogenität für einzelne Vegetationshöhenstufen .	36
4.1.3	Variablengruppe 3: Vegetationslücken und Lichte Flächen	37
4.1.4	Variablengruppe 4: Flächenmässiger Anteil von Strauchgürtel und Krautsaum	38
4.1.5	Variablengruppe 5: Vegetationsneigung	39
4.2	Sampling-Vergleich nach Eingriffsdatum «2010-2014»).....	40
4.3	Sampling-Vergleich nach Waldrand-Exposition	42
4.4	Resultate der Feldvalidierung.....	45
5	Diskussion.....	46
5.1	Bewertung der Resultate in den Variablengruppen.....	46
5.1.1	Beurteilung der Variable «Belaabungsheterogenität für CHM».....	46
5.1.2	Beurteilung der Variablen «Belaabungsheterogenität für einzelne Layers»	47
5.1.3	Beurteilung der Variable «Vegetationslücken und Lichte Flächen»	48
5.1.4	Beurteilung der Variable «Fläche von Strauchgürtel und Krautsaum».....	49
5.1.5	Beurteilung der Variable «Vegetationsneigung»	49
5.1.2	Beurteilung der Feldvalidierung	50
5.2	Bewertung Studiendesign	52
6	Schlussfolgerung.....	54
6.1	Aufgreifen der Forschungsfragen.....	54
6.2	Aufgreifen der Hypothesen	55
6.1	Erkenntnisfortschritte und Ausblick.....	56
	Dank.....	58
	Literatur.....	60
	Anhang A – Analoger Appendix.....	66
	Anhang B – Digitaler Appendix.....	91
	Persönliche Erklärung.....	92

Abbildungs- und Tabellenverzeichnis

Abbildung 1: Schematischer Aufbau eines «ideal» Waldrandes	7
Abbildung 2: Registrierung der verschiedenen Puls>Returns über Vegetationselement	14
Abbildung 3: Prozessablauf rohen Lidar-Kachel (1) zum Pit-Free Canopy Height Model (4)..	29
Abbildung 4: Attributen-Extraktion aus dem Pit-Free CHM und dazugehörige Programmschritte....	30
Abbildung 5: Vergleich Oberhöhenheterogenität Innen (links) vs. Aussen (rechts).	36
Abbildung 6: Vergleich Anteil Gebüsch (links) und Belaubungsdichte (rechts).....	37
Abbildung 7: Anzahl Lücke bis Boden (links) und Anteil Flächen ohne Licht (rechts).	38
Abbildung 8: Mittlere Neigung Kronendach (links), steile Bereiche Kronendach (rechts).	39
Abbildung 9: Anzahl Lücken bis Boden (oben links), Anzahl Flächen ohne Licht (oben rechts), Fläche der grössten Lücke (unten links) und Anzahl Lücken >20m ² (unten rechts).....	41
Abbildung 10: Heterogenität der Oberhöhe (MHC)	41
Abbildung 11: Heterogenität der inneren Oberhöhe (links) und Anteil Flächen ohne Licht (rechts). .	43
Abbildung 12: Anzahl Lücken bis Boden (links) und Gesamtheterogenität der Oberhöhe (rechts). ...	43
Tabelle 1: Übersicht über Auswahl der Strukturattribute und deren ökologische Relevanz	17
Tabelle 2: Technische Spezifikation Trimble AX60.....	19
Tabelle 3: Projekt-Spezifikationen «Flugaufnahmen42»	19
Tabelle 4: Quellen-Status nach Forstrevier.....	21
Tabelle 5: Datensatz-Statistik.....	22
Tabelle 6: Eingriff--Stratifikation mit Farbcodierung	23
Tabelle 7: Anzahl «Behandelt» vs. «Unbehandelt» pro Forstkreis und Forstrevier	24
Tabelle 8: Länge in [m] von «Behandelt» vs. «Unbehandelt» pro Forstkreis und Forstrevier	24
Tabelle 9: Anzahl Waldrandabschnitte, sortiert nach Eingriff pro Forstkreis und Forstrevier	25
Tabelle 10: Länge Waldrandabschnitte in [m], sortiert nach Eingriff pro Forstkreis und Forstrevier ..	25
Tabelle 11: Horizontale Tiefenausdehnung der Waldrandelemente.	26
Tabelle 12: Lidar-Vegetation-Layer nach Höhe stratifiziert	28
Tabelle 13: Übersicht über ausgewertete Lidar-Strukturattribute	31
Tabelle 14: «Behandelt vs. «Unbehandelt»: Statistik-Output für Variablengruppe 1 (CHM)	35
Tabelle 15: «Behandelt» vs. «Unbehandelt»: Statistik-Output für Variablengruppe 2 (Layers)	36
Tabelle 16: «Behandelt» vs. «Unbehandelt»: Statistik-Output für Variablengruppe 3 (Vegetationsbedeckung und Bodenflächen mit Licht)	37
Tabelle 17: «Behandelt» vs. «Unbehandelt»: Statistik-Output für Variablengruppe 4 (Strauchgürtel und Krautsaumausdehnung)	38
Tabelle 18: «Behandelt» vs. «Unbehandelt»: Statistik-Output für Variablengruppe 5 (Vegetationsneigung)	39
Tabelle 19: Untersuchung des systematischen Trends von 2010 bis 2014 für Attribut «Vegetationsbedeckung» und «Bodenflächen mit Licht».	40
Tabelle 20: Ergebnis «Waldrand-Exposition» mit Variablengruppe	42
Tabelle 21: Statistik-Auswertung, aufgelistet nach Variablengruppe und darin enthaltene Lidar- Strukturattributen (Messgrössen).....	44
Tabelle 22: Vergleich von erhobenen Feld-Indikatoren nach Krüsi mit Lidar-Attributen.....	45

1 Einleitung

In der Schweiz ist knapp ein Drittel der Fläche von Wald bedeckt¹ [1]. Dieser ist dank der regionalen klimatischen und geologischen Variabilität sehr variantenreich: Insgesamt bieten über 100 natürliche Waldgesellschaftstypen eine Heimat für mehr als 60% aller hierlebenden Tiere, Pflanzen, Pilze und Mikroorganismen [2]. Die Wälder in der Schweiz liefern damit einen bedeutenden Beitrag für die Artenvielfalt, was sich auch darin äussert, dass der prozentuale Anteil gefährdeter Arten in den Wäldern geringer ist als in anderen Lebensräumen [46:12].

Wichtige Indikatoren zur Messung der ökologischen Qualität der Schweizer Wälder zeigen einen positiven Trend für die letzten Jahrzehnte: Die Strukturvielfalt wächst, die Waldverjüngung erfolgt nicht mehr durch menschliche Eingriffe, sondern grösstenteils und zunehmend natürlich, und der Totholzanteil nimmt zu [3]. Dennoch steht das Raumangebot für seltene und gefährdete licht- und wärmeliebende Arten und Habitatspezialisten vor allem im bevölkerungsreichen Mittelland unter Druck. Das Siedlungswachstum und der damit einhergehende Ausbau von flächenintensiver Infrastrukturen (Verkehr, Elektrizität, Abwasser und Telekommunikation) verursacht nicht nur eine flächenmässige (quantitative) Verknappung des Ökotops «Wald», sondern auch eine qualitative Reduzierung der Biodiversität innerhalb des Waldes. Dies äussert sich in der Untervertretung von gestuften Waldrändern, lichte Wälder, feuchte Wälder und mangelhafte Ausscheidung von geschützte Waldreservate. Aus diesem Grund ist der Bund bemüht, die biologische Vielfalt im Wald in Form von Programmvereinbarungen mit den Kantonen langfristig und gezielt zu fördern².

Dabei kommt die Pflege des Lebensraums «Waldrand» eine besondere Bedeutung für die Erhaltung und Ausbau der Artenvielfalt zu: Als eine meist von menschengemachte Übergangs- und Vernetzungszone zwischen geschlossenem Wald und Freiland bietet dieses Landschaftsobjekt ein besonders abwechslungsreiches Milieu für verschiedenste Tier- und Pflanzenarten. Hier konzentrieren sich wichtige Ressourcen wie Licht, Feuchtigkeit und Nährstoffe und bilden mit möglichst abwechslungsreichen Strukturen eine optimale Umgebung für Fauna und Flora [4:387], [5]. Feldstudien haben gezeigt, dass die Artenvielfalt am Waldrand deutlich höher ist als im Offenland oder Waldesinneren [6:76], [7:112]. Je tiefer und strukturreicher ein Waldrand, desto mehr Arten nisten sich potentiell in diesen Ökoton ein [8]. In der Schweiz werden rund 117'000 km Waldrand gemessen, was 2.8 km Waldrand pro Quadratkilometer Landesfläche entspricht. Im Schweizer Mittelland sind es rund 25'500 km [9].

¹ Insgesamt 31% der Landesfläche, was 1.28 ha entspricht (12'786 km²).

² Strategische Stossrichtungen und Ziele in «Waldpolitik 2020 – Visionen, Ziele und Massnahmen»:

<http://www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/01704/index.html?lang=de>, Letzter Zugriff: 20.09.2016.

Trotz dieser beachtlichen Menge an Waldrändern und dem Wissen über den schützenswerten und förderungswürdigen Status bescheinigt die Forschung der Mehrheit der Waldränder in allen Regionen der Schweiz und insbesondere im urbanen Mittelland keine ökologisch optimale Struktur (geringer Ökotonwert), was vor allem wie bereits erwähnt dem wachsenden Siedlungsdruck, intensive Landwirtschaft oder Verkehrsinfrastrukturgeschuldet ist. Der Kanton Zürich hat aus diesem Grund mit dem Bericht «Waldentwicklungsplan Kanton Zürich 2010³» eine Planungsgrundlage zur Förderung und Schutz von Wald im Generellen und Waldränder im Speziellen erarbeitet. Die vorliegende Arbeit nimmt dabei Bezug auf das Kapitel «B6- Waldrandförderung», [S.46] in welchem die als förderungswürdig ausgeschiedenen 1'599 km Waldrand im Fokus stehen. Diese sollen «einen aufgelockerten, fließenden Übergang von Wiese zu Strauch- und Waldbereich aufweisen. Regelmässige Eingriffe sichern den Erhalt des Arten- und Struktureichtums». Doch was genau stellt man sich überhaupt unter einem «ökologisch wertvollen Waldrand» vor? Im Kapitel 2.2 soll der «ideale» Waldrand als Richtlinie für forstliche Aufwertungsmassnahmen illustriert werden.

In der Literatur sind verschiedene Faktoren beschrieben, welche eine Vegetationseinheit «struktureich» erscheinen lassen und sich somit positiv auf die Biodiversität auswirken (siehe Review [10]). Im Kapitel 2.8 wird deshalb ein besonderes Augenmerk auf den Bereich «Strukturattribute» und «Strukturkomplexität» gelegt und ausgeleuchtet, welchen Komponenten eine besondere Bedeutung zukommt, wenn es um die ökologische Bewertung von Waldrändern geht.

Der Bund, namentlich das Bundesamt für Umwelt (BAFU) beteiligt sich finanziell an Massnahmen, die zum Ziel haben, förderungswürdige Waldränder zu pflegen. Während man sich im Kanton Zürich dank dem Waldentwicklungsplan grundsätzlich einig ist, welche Waldrandabschnitte gefördert werden sollen (Kapitel 3.1.2), existieren bis zum heutigen Zeitpunkt keine flächendeckende Erfolgskontrolle bezüglich Eingriffsmassnahmen, obwohl von Bund und Kantonen angestrebt [11]. Konkret: Ob sich «Arten- und Struktureichtum» an den aufgewerteten Waldrändern im Kanton Zürich verbessert haben, wurde bis jetzt nicht untersucht. Dies wirft die Frage nach der Wirkung solcher Pflegemassnahmen auf.

Traditionell werden solche Wirkungskontrollen in sehr kosten- und zeitintensiven Felduntersuchungen durchgeführt. Dank modernen Fernerkundungsmethoden wie LiDAR (Light Detection and Ranging) ist es möglich, flächendeckende Erhebungen für Wälder und andere Ökosysteme in relativ kurzer Zeit und auf eine objektive, sehr exakte Art durchzuführen [15]. Basierend auf den neusten Lidar-Daten vom Kanton Zürich (Kapitel 3.1.1) geht die vorliegende Masterarbeit der Frage nach, ob und inwiefern ausgeführte Waldrandförderung einen Effekt auf Strukturvariablen haben, welche ihrerseits einen positiven Effekt auf die Biodiversität im Ökoton «Waldrand» bewirken.

³ http://www.gis.zh.ch/dokus/aln/wald/WEPZH_Text_Festsetzung_2010_09_07.pdf, Letzter Zugriff: 21.09.2016. Das zugehörige .pdf ist dem digitalen Appendix beigelegt, Ordner «Dossier Revierförster»

1.1 Initialisierung und Motivation

Im September 2015 wendete sich das Umweltberatungsbüro «Hintermann & Weber AG» aus Reinach BL mit einem Projektvorschlag an die Fernerkundungsabteilung des Geografischen Instituts mit der Idee, Waldrandstrukturen mit Lidar-Daten zu erheben. Der Projektvorschlag diente in weiten Teilen als Vorbild für die vorliegende Masterarbeit, insbesondere betreffend Vorgehen und gesetzte Ziele. Die grösste Anpassung fanden in der Anzahl Waldrand-Stichproben für die statistische Auswertung statt: Ursprünglich war ein Total von 100 Waldrandstichproben geplant. Im Verlaufe der Arbeit wurde die Anzahl auf 200 Stichproben verdoppelt.

Im Zentrum des Projekts stand die Erarbeitung einer Erhebungsmethode zur Wirkungskontrolle von Eingriffsmassnahmen an förderungswürdigen Waldrändern. Konkret im Vordergrund stand der praxisrelevante Vergleich von aufgewerteten und nicht aufgewerteten Waldrändern. Nachfolgend benennt der Projektvorschlag folgendes Vorgehen:

- Waldrandstrukturen werden anhand Lidar-Daten charakterisiert
- Parameter, welche sich aus den Lidar-Daten ableiten lassen, werden extrahiert
- Parameter werden zwischen aufgewerteten und nicht aufgewerteten Waldränder verglichen
- Plausibilität soll stichprobenmässig im Feld überprüft werden

Als Ziele werden definiert:

- Methodik zur Beschreibung, Vergleich und Bewertung von Waldrändern mittels Lidar-Daten ist erprobt und flächendeckend auch auf andere Vegetationseinheiten (z.B. lichter Wald, Naturwaldreservate) reproduzierbar
- Methode beantwortet Frage, ob Waldrandpflege zu strukturell vielfältigen Übergangsbereich führen

Im ursprünglichen Projektvorschlag sollen die Berechnungen mit zwei verschiedenen Auflösungen und zwei verschiedenen Aufnahme-Zeitpunkte erfolgen. Auf diesen Teil wurde in der vorliegenden Masterarbeit aus Zeitgründen komplett verzichtet, wird aber womöglich zu einem späteren Zeitpunkt als eigenständiges Projekt fortgeführt.

1.2 Aktueller Forschungsstand

Wie bereits erwähnt genießt das Landschaftselement «Waldrand» einen hohen Stellenwert im Bereich des Naturschutzes und des ökologischen Forschungsfeldes. Sehr schnell ändernde, abiotische Faktoren wie Licht, Temperatur und Feuchtigkeit sorgen auf kleinstem Raum für eine breite Palette an Mikroklimas [27:188]. Untersuchungen haben gezeigt, dass heterogene, komplexe Strukturen am Waldrand zu mehr potentiellen Habitats und somit einer grösseren potentiellen Artenvielfalt führen [12:81], [13]. Eine nachhaltige Waldbewirtschaftung sollte deshalb stets die Erhaltung und Ausbau der strukturellen Vielfalt im Waldrandbereich im Auge behalten.

Für die Erhebung von forstrelevanten Parameter ist das Schweizerische Landesforstinventar (LFI) zuständig, welches in regelmässigen Abständen Zustand und Veränderung des Schweizer Waldes erfasst und auswertet. Diese Erfassungen finden vorwiegend auf Basis lokaler Stichproben in den Forstdiensten statt, welche Auskunft über Waldfläche, Stammzahl, Vorrat, Zuwachs, Nutzung und biologische Vielfalt geben. Der Einbezug von Lidar-Fernerkundungsdaten zur flächendeckenden Vegetationsuntersuchung und Inventurinstrument steht dabei erst ganz am Anfang. International ist das Verfahren zur Vegetationsanalyse sehr breit untersucht und genießt eine hohe Akzeptanz unter den Anwendern von staatlichen und privaten Organisationen [14].

1.2.1 Lidar in der Ökologie-Forschung

Im Rahmen von umweltwissenschaftlichen Fragestellungen sind Fernerkundungsmethoden wie Luftbild-, Radar- oder Multispektral-Analysen eine bestens etablierte Technologie zur Charakterisierung und Vergleich von verschiedensten Ökosystemen. Häufigkeit von Arten und deren (horizontalen) räumlichen Verteilung lässt sich präzise vorhersagen, wenn man die Erdoberfläche nach bestimmten Landschaftselementen klassiert [16]. Für eine integrale Beurteilung von Vegetationsstrukturen sind passive Systeme wie Multispektral-Sensoren und photogrammetrische Techniken aber nur bedingt geeignet, da sie es nicht vermögen, vertikal verteilten Höheninformationen in Vegetationsschichten vollumfänglich abzubilden.

Lidar als ein aktives Fernerkundungssystem ist in der Lage, sowohl vertikale als auch horizontale Vegetationskomponente zu detektieren und damit wichtige Strukturvariablen und andere biophysikalische Eigenschaften (z.B. Biomasse) zu gewinnen. Lidar ist aus diesem Grund in der forstwirtschaftlichen und ökologischen Wissenschaft nicht mehr wegzudenken. Zahlreiche Studien machen sich dieser Technologie zu nutzen und liefern damit wichtige Beiträge für die Erforschung im Bereich Biodiversität, Natur- und Klimaschutz und Biotopen-Konservierung (Review in [56:9654], [86]).

1.2.2 Struktur-Attribute und die Verbindung zu Biodiversität

Für Forstinventuren liefert Lidar verglichen mit anderen Fernerkundungsmethoden die mit Abstand brauchbarsten biophysikalischen Eigenschaften von Vegetationseinheiten auf beliebig räumlichen Ebenen [17]. Von der Berechnung von Baumhöhen und Stammdurchmesser in einem Waldbestand zu Einzelbaumextraktion, Bedeckungsgrad und Lichtdurchlässigkeit über Biomassen- oder Holzvolumenschätzung für grosse Flächen gerechnet: Für die Ableitung von ökologisch bedeutenden Parameter sind zahlreiche Studien publiziert, welche belegen, dass Lidar die herausragende Technologie für die effektive und akkurate Erforschung von Vegetations-Strukturparameter ist [14], [22], [61]. Diese Messgrössen sind für eine objektive Beschreibung, Analyse und Vergleich von Vegetationseinheiten essentiell. Im späteren Verlauf dieser Arbeit wird anhand dieses Konzepts ein Set von «Strukturvariablen» zusammengestellt (Kapitel 2.8), welche helfen sollen, behandelte und nicht behandelte Waldränder zu vergleichen und deren Unterschiede statistisch festzustellen.

Lidar spielt auch in der Modellierung von Tier-Habitaten eine wichtige Rolle und kann somit aufwendige, auf kleine räumliche Einheiten beschränkte Felduntersuchungen ersetzen [23]. Insbesondere für Vogel-Habitate gibt es eine breite Palette an Literatur, die im Zusammenhang mit vertikalen Vegetationskomponenten stehen [24], [25], [26]. Eine ausführliche Auflistung von Studien, welche Strukturattribute mit Lidar untersucht haben und mit Artenvielfalt für verschiedene Taxonomie-Gruppen in Verbindung setzen, ist im Review [69:4] enthalten. Als Fazit aller Studien lässt sich festhalten, dass Vegetationsstruktur und Artenvielfalt eng verknüpft ist und sich Lidar als ein ideales Werkzeug für Habitats-Analysen bewährt hat.

1.3. Fragestellung und Ziele

Wie aus Literaturrecherchen und in Gesprächen mit betroffenen Forstmitarbeiter hervorgeht, sind Waldrandbewertungen eine sehr individuelle, oft auch subjektive und zeitlich sehr aufwendige Angelegenheit. Untersucht wird mit den gängigen Schlüssel (Kapitel 2.3) vor allem die horizontale Ausdehnung. Eine Aussage über die vertikale Verteilung von Vegetationsobjekten ist mit klassischen Feldmethoden nicht zu meistern. In diesem Bereich hilft uns die Lidar-Technik, Auskunft über die vertikale Komponente in einer Vegetationsschicht zu liefern.

Angewendet auf 200 förderungswürdige Waldränder, verteilt auf verschiedene Regionen im Kanton Zürich, soll die Arbeit aufzeigen, ob strukturelle Unterschiede von behandelten und unbehandelten existieren und wenn ja, welche Strukturparameter sich am meisten unterscheiden. Als Kontrolle werden stichprobenartig 24 Waldränder mit klassischen Feldmethoden bewertet und einem Plausibilitätscheck unterzogen.

Diese Arbeit macht keine Aussage über Biodiversität an sich, da mit Lidar die Artenvielfalt nicht direkt gemessen werden kann. Sie liefert höchstens indirekt einen Rückschluss auf mögliche Speziesvorkommen dank Extraktion von relevanten Strukturvariablen, welche im nachfolgenden Kapitel detailliert besprochen werden.

Konkret werden folgende drei (Haupt-)Forschungsfragen gestellt:

- Können wir ein Set von Strukturattributen zusammenstellen, welche sich zwischen einer Stichprobe von behandelten und unbehandelten Waldränder unterscheiden?
- Welche Strukturparameter unterscheiden sich zwischen diesen Stichproben von behandelten und unbehandelten Waldränder am stärksten?
- Unterstützt die Felduntersuchung die statistischen Auswertungen?

Zusätzlich kamen im Verlauf der Arbeit zwei weitere (Neben-)Forschungsfragen auf:

- Unterscheiden sich die Strukturattribute auch nach Betrachtung von verschiedenen Eingriffszeitpunkten?
- Unterscheiden sich die Strukturattribute je nach Exposition der Waldränder?

Die Hypothese lautet, dass behandelte und unbehandelte Waldränder sich in vielerlei Hinsicht voneinander unterscheiden und dass sich diese Unterschiede auch in den mit Lidar gemessenen Strukturparameter statistisch signifikant bemerkbar machen müssten. Konkret:

- Unbehandelte Waldränder sind im Schnitt homogener in der Höhe (reduzierte Heterogenität)
- Unbehandelte Waldränder haben einen schlechter ausgeprägten Strauchgürtel
- Unbehandelte Waldränder haben einen mageren ausgeprägten Krautsaum
- Unbehandelte Waldränder haben weniger tiefliegende Vegetation (hohe Baumstämme dominieren das Bild, tiefliegende Strauchschicht nur spärlich vorhanden)
- Unbehandelte Waldränder sind weniger lichtdurchflutet (weniger Lücken im Kronendach)
- Unbehandelte Waldränder sind steiler

2 Konzepte und Definitionen

In diesem Kapitel werden wichtige Begriffe erläutert und illustriert, die für das weitere Verständnis der angewendeten Untersuchungsmethodik von grosser Bedeutung sind. Da sich diese Arbeit als interdisziplinäres Werk von Ökologie und Fernerkundung versteht, werden für beide Seiten zentrale Konzepte kurz und verständlich wiedergegeben. Dabei nehmen die zwei Themen «Waldrandbeurteilung» und «Strukturkomplexität» einen grossen Teil ein.

2.1 Aufbau und Struktur von Waldrändern

Für eine transparente Beschreibung und ökologische Bewertung ist eine möglichst einheitliche Definition und Terminologie der verschiedenen Elemente, die einem Waldrand angehören, nötig. Nach [8] stellt der Waldrand denjenigen Übergangsbereich des Waldes dar, der sich zwischen Offenland (Baumfreie Fläche, Kulturland) und dem geschlossenen Wald (Waldfläche mit geschlossenem Kronendach, Baumstammdurchmesser auf Brusthöhe (BDH) >16cm, auch als Wirtschaftswald⁴ bezeichnet) befindet.

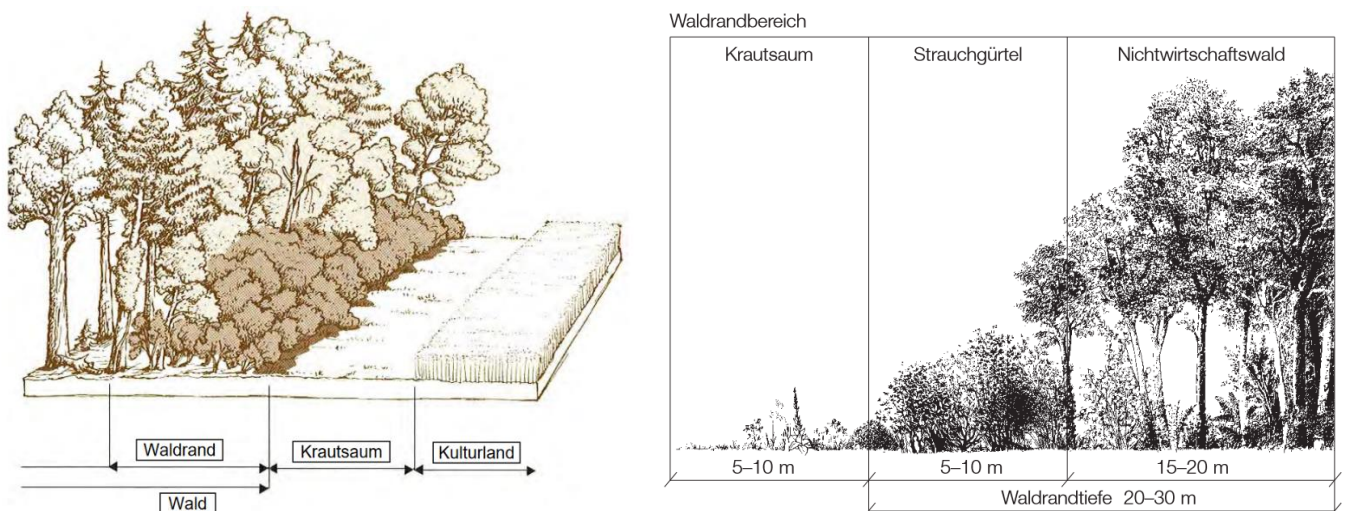


Abbildung 1: Schematischer Aufbau eines «ideal» Waldrandes. Links Zeichnung von Nicola Zaric (2008): «Schaffung und Pflege von stufigen Waldrändern». – Eine Massnahme, 4 Nutznieser. Merkblatt vom Amt für Wald, Wild und Fischerei, Kanton Freiburg, rechts aus [34].

⁴ Der «Wirtschaftswald» muss keineswegs wirtschaftlich (z.B. für Holzschlag) genutzt werden. Er kann auch als Schutzwald oder Waldreservat dienen. Wirtschaftswald in diesem Sinne ist definiert über BDH > 16cm.

Ein strukturreicher Waldrand weist drei differenzierbare Elemente auf: *Waldmantel*, *Strauchgürtel* und *Krautsaum*.

- **Waldmantel** (auch Nichtwirtschaftswald genannt) ist locker aufgebaut, enthält Pionierbäume (lichtliebende Bäume wie Zitterpappel und Weiden) und ist mit dem Strauchgürtel verzahnt. Optimale Breite: 15-20m.
- **Strauchgürtel** ist das eigentliche Bindeglied zwischen Wald und Offenland. Oft sehr dicht mit Blüten, Beeren, Dornen und niedrigen Bäume (4-8m) besetzt. Klare Abtrennung vom breiten, hohen Gehölz im Waldmantel. Optimale Breite: 5-10m.
- **Krautsaum** ist nicht verholzt, sondern enthält Gräser und Kräuter, die idealerweise nicht gedüngt werden. Er bildet die Pufferzone zwischen Kulturland und beginnende Waldgrenze. Optimale Breite: 3-10m.

Diese Dreiteilung ist mittlerweile Standard in jeder ökologischen Studie, welche den Waldrand zum Forschungsobjekt ihrer Arbeit hat. Dementsprechend wird dieses Konzept auch auf diese Arbeit angewendet und hält sich an die gängige Vorstellung über räumliche Anordnung und Ausdehnung der entsprechenden Elemente. Wie sich verschiedene Waldränder hinsichtlich ihres ökologischen Wertes unterscheiden können, wird nachfolgend beschrieben.

2.2 Kriterien für hochwertige Waldränder

In der Forschung gibt es zahlreiche Abhandlungen, wie man sich einen ökologisch wertvollen Waldrand optisch vorzustellen hat [34], [35]. Oft bedient man sich einer abstrakt linear angeordneten Dreiteilung von Waldmantel, Strauchgürtel und Krautsaum, die bestenfalls über eine variable Tiefenausdehnung verfügen. Man spricht in diesem Zusammenhang von «Verflechtung» und «mosaikartiger Vermischung» [36:13]. In der Realität ist dieser «Idealtyp» aber mehr Wunschvorstellung als Realität, weswegen man besser von einem «Leitbild» spricht, welches nicht nur ökologische Ziele verfolgt (Steigerung der Artenvielfalt), sondern auch ästhetische Ansprüche genügen soll [37].

Nach [38] kann jedem beliebigen Waldrand einen sogenannten «Ökowitz» zugewiesen werden, indem verschiedene Indikatoren wie *horizontale* und *vertikale* Strukturverläufe objektiv beurteilt werden. Demnach ist ein Waldrand ökologisch besonders hochwertig, wenn er folgende Bedingungen erfüllt:

- Möglichst breite horizontale Ausdehnung (grosszügiges Flächenangebot für alle Elemente)
- Fehlen von Waldrandbegrenzungen (egal ob natürlich oder unnatürlich)
- Möglichst hoher vertikaler Strukturreichtum (Ineinandergreifen aller Elemente, Stufung)

- Antreffen von (geomorphologischen) Kleinstrukturen (durch forstliche Massnahme nicht oder nur sehr schwer beeinflussbar, z.B. Kiesgruben und Gewässer)
- Antreffen von (biologischen) Kleinstrukturen (durch forstliche Massnahme leicht beeinflussbar, z.B. Totholz⁵ und Asthaufen)

Eine Felduntersuchung [36] an 410 Waldrändern in mehreren Kantonen (unteres Rhonenthal, SO, AG, ZH, TG, SH und SG), in welchem die Zielvorstellung des Schweizerischen Naturschutzes als Referenzdiente (minimale Waldrandbreite von 23-40m, Waldmantel 15-20m, Strauchgürtel 5-10m und Krautsaum 3-10m), erreichen gerade mal 13% alle Waldränder ein «befriedigend» und 0.6% ein «gut». 39% fallen in die Kategorie unbefriedigend oder sogar schlecht (47%). Als Hauptgrund für das schlechte Abschneiden wird das Fehlen von angrenzendem Freiland genannt, welches dem Waldrand nicht genügend Platz zur Entfaltung bieten könne. Die Mehrheit der Waldränder, unabhängig von ihrer Region, weisen dementsprechend eine verbesserungswürdige ökologische Struktur auf, das Aufwertungspotential ist folglich sehr hoch. Wie dieses Potential im Detail bewertet werden kann, wird im nächsten Kapitel erläutert.

2.3 Klassische Waldrandbewertung

Die Einschätzung der ökologischen Qualität eines Waldrandes wird mit einem *Bewertungsschlüssel* ermittelt, wovon in der Praxis mehrere existieren und sich bezüglich Definition der verschiedenen Elemente und Bewertungskriterien leicht unterscheiden. Allen gemeinsam ist, dass sowohl strukturelle als auch floristische Kriterien einbezogen und mit Punkten bewertet werden. Aus der Summe der Einzelkriterien kann ein bewerteter Waldrand einer «Güterklasse» zugeordnet werden («Waldrand mit grosser/kleiner Strukturvielfalt»).

Dank Bewertungsschlüsseln können Erfolgskontrollen von Aufwertungsmassnahmen durchgeführt werden, indem Kriterien *vor* und *nach* dem Eingriff dokumentiert und verglichen werden. Damit ist es möglich, Langzeitfolgen von forstwirtschaftlichen Massnahmen, welche idealerweise zeitlich und räumlich gestaffelt erfolgen, auf die ökologische Qualität hin der bewerteten Waldränder zu erfassen.

In diese Arbeit werden die Elemente und Bewertungskriterien gemäss der Definition von [28] und [29] übernommen, dem sogenannten «Waldrandschlüssel nach Krüsi», nachfolgend verkürzt «Krüsi-Schlüssel» genannt, und dem Bewertungsschlüssel nach «Pro Natura». In der abschliessenden

⁵ In der Literatur [12], [41] wird Totholz als ein wichtiges Strukturelement beschrieben, welches einen erheblichen Anteil an der Artenvielfalt im Ökoton «Wald» hat. 20% der gesamten Waldfauna sowie 2'500 höhere Pilzarten (weltweit gesehen) hängen in irgendeiner Weise von Totholz (stehend oder liegend) ab. Dazu kommen noch Flechten, Bakterien, Schleimpilze und Algen (generell Destruenten). In Schweizer Wälder fallen im Schnitt 11.9 Kubikmeter pro Hektar an (2.1 Kubik im Mittelland, 19.5 Kubik in den Alpen) [39].

Felduntersuchung dieser Arbeit kommt der Krüsi-Schlüssel mehrmals zur Anwendung und stellt somit ein essentielles Bindeglied zwischen «klassischer» forstlicher Praxis und «moderner» Fernerkundungs-Untersuchung dar. Eine ausführliche Beschreibung der Felduntersuchung mit Planung und Ausführung folgt im Kapitel 3.4.

Der «Pro Natura» Schlüssel ist für die Selektion und Ausscheidung der förderungswürdigen Waldränder im Kanton Zürich von entscheidender Bedeutung. Auf ihm basiert der GIS-Datensatz Nr.169, in welchem sämtliche förderungswürdige Waldränder im Kantonsgebiet gespeichert sind (näheres dazu im Kapitel 3.1.2). Der Schlüssel bewertet einen Waldrand getrennt nach *ökologischem Potential* und *Strukturvielfalt* (Aufwertungspotential):

- **Ökologisches Potential** beschreibt Standort- und Umgebungsfaktoren wie Höhenlage, Exposition, Bodenverhältnisse (basisch/sauer, feucht/trocken), angrenzendes Offenland und Waldbestand, sowie wichtige Strukturen in der Umgebung (Gewässer, Kiesgruben) und störende Einflüsse (Strassen, Siedlungen).
- **Strukturvielfalt** beschreibt durchschnittliche Breite, Aufbau und Verzahnungsgrad des Krautsaums und Strauchgürtels, sowie Deckungsgrad des Waldmantels und vorhandene Kleinstrukturen (Totholz, Asthaufen, Tümpel, Dornen, Geröll).

Das ökologische Potential ist nur sehr bedingt veränderbar, dementsprechend ist die Auswahl an förderungswürdige Waldränder stark durch Standortfaktoren (Klima, Topographie, Geologie) bestimmt. Dabei gilt: Je kleiner die vorhandene Strukturvielfalt, desto grösser fällt das Aufwertungspotential aus und umgekehrt. Als ökologisch gute Standorte gelten mittelfeuchte Böden mit leicht basischem Untergrund. Studien hat sich gezeigt, dass Südlagen einen positiveren Einfluss auf die ökologische Qualität haben als andere Expositionen [29], [30]. Andere Untersuchungen [39] konnten hingegen keine Korrelation zwischen Exposition und ökologischem Wert herleiten, höchstens eine leicht erhöhte Breite und Tiefe des Strauchgürtels an südexponierten Lagen. Als Ausscheidungskriterium für förderungswürdige Waldrandabschnitte ist die Exposition ein entscheidender Faktor und ein wichtiges Einschränkungskriterium, wie im anschliessenden Kapitel zur Waldrandaufwertung gezeigt wird.

Der Krüsi-Schlüssel bildet einen Hauptteil aus 9 Kriterien und einen Ergänzungsteil aus 7 Kriterien. Nachfolgend sollen diejenigen 6 Kriterien aufgezeigt werden, welche für diese Arbeit von Relevanz sind, sprich mit Lidar-Variablen versucht wurde, eine Verbindung herzustellen (Kapitel 3.4)). Der vollständige Schlüssel samt Vorgehen befindet sich im Anhang A.

- **Waldrandtiefe (m):** Distanz vom Beginn Wirtschaftswald (BHD >16cm) bis zum Anfang des Strauchgürtels, welcher am Wirtschaftswald angrenzt.
- **Strauchgürteltiefe (m):** Distanz des ersten Strauches, welcher am Wirtschaftswald angrenzt, bis zum letzten Strauch in Richtung Krautsaum.
- **Krautsaumtiefe (m):** Distanz des äussersten Strauches bis zum Anfang der bewirtschafteten Fläche.
- **Strauchgürtellänge (%):** Länge des Strauchgürtels auf 100m Waldrandlinie
- **Krautsaumlänge (%):** Länge des Krautsaums auf 100m Waldrandlinie.
- **Belaubungsdichte (%):** Blattfläche pro 1m² Bodenfläche auf einer Höhe von max. 1.5m.

2.4 Waldrandaufwertung

Der Waldpolitischen Jahresrückblick 2015 [31] dokumentiert alleine für das Kalenderjahr 2015 forstliche Bundesbeiträge in Höhe von 133.5 Millionen Franken, wobei 9.9 Millionen auf den Programmbereich⁶ «Biodiversität» fallen, wozu auch die Pflegemassnahmen zur Waldrandaufwertung zählen. Um die knappen finanziellen Mittel möglichst effizient einsetzen zu können, haben verschiedene Kantone GIS-Modelle erarbeitet, die helfen sollen, Waldränder mit hohem Standortpotential ausfindig zu machen. Als Beispiel sei hier der Kanton Bern [32] und Schwyz erwähnen [40], welche beide aus den Kriterien «Exposition», «Vernetzung» und «Naturnähe» einen Index für sämtliche Waldränder auf dem Kantonsgebiet rechnen und somit die bestmöglichen Standorte für die gezielte Förderung ausfindig machen können. Der Kanton Aargau⁷ [33] und Zürich stützen sich bei der Planung der Fördermassnahmen auf den aktuellen Waldentwicklungsplan (WEP), in welchem entsprechende Voraussetzungen für GIS-Modelle definiert werden. Im Kapitel 3.1.2 dieser Arbeit wird ausführlich auf das entsprechende Modell des Kantons Zürich eingegangen.

2.5 Aufwertungsmassnahmen

Die Aufwertung eines Waldrandes kann ganz verschiedene Ziele beinhalten: Förderung bestimmter Arten, Vernetzung von Lebensräumen oder allgemeine Erhöhung der Strukturvielfalt (näheres zum Begriff «Struktur» im Kapitel 2.8). Dabei erfolgen Aufwertungsziele und Aufwertungsmassnahmen individuell auf den jeweiligen Waldrand zugeschnitten: Je nach Standort- und Umgebungsfaktoren, Vorgeschichte, Besitzverhältnis und lokale Bedürfnisse müssen verschiedene Ziele definiert und die

⁶Der grösste Budgetposten fällt auf «Schutz vor Naturgefahren» mit 40.4 Millionen CHF.

⁷https://www.ag.ch/media/kanton_aargau/bvu/dokumente_2/wald/naturschutz_im_wald_1/vorgehen_bei_naturschutzprojekten_1/Waldrandregeln_2009_weboptimiert.pdf. Letzter Zugriff: 21.09.2016.

Massnahme dementsprechend angepasst werden. Primäres Ziel aller Massnahmen der Waldrandförderung ist die Schaffung von (Frei-)Räumen, womit Entfaltungsmöglichkeiten für Fauna und Flora im Ökoton verbessert werden kann [37].

In der forstwirtschaftlichen Praxis werden verschiedene Methoden angewendet, um die räumliche Ausdehnung und strukturelle Variabilität eines Waldrandes zu erhöhen. Dabei muss zwischen einem **Ersteingriff** und **Folgeeingriff** unterschieden werden:

- **Ersteingriffe** werden an ökologisch besonders schwachen Waldrändern ausgeführt, die aber über einen stabilen und dichten Baumbestand verfügen (keine Gefahr durch Windwurf⁸). Durch das Schlagen von sogenannten *Buchten* entlang der Waldrandlinie (Zungenförmige Einschnitte) wird Platz durch Holzentnahme geschaffen. Ziel ist die Reduktion des Bedeckungsgrades im Kronendach, was die Lichtdurchlässigkeit stark erhöht. Man spricht in diesem Zusammenhang von einer *Auflockerung der Waldrandlinie*. Das dabei entnommene Holz wird nicht restlos entfernt, sondern zu einem beachtlichen Teil liegen gelassen: Es dient als Habitat für Destruenten und sorgt damit als wichtiges Strukturelement zur positiven Entwicklung der Artenvielfalt. Durch den Ersteingriff werden also erste Ansätze zur Stufigkeit geschaffen.
- Bei einem **Folgeeingriff** steht die gezielte Förderung von relativ langsam wachsende Licht-Baumarten im Vordergrund. Namentlich sind dies Elsbeere, Kirsche, Spitz- und Feldahorn und die Eiche. Dies wird erreicht, indem in einem Turnus von ca. 5 Jahren die geschlagenen Buchten *aufgefrischt* werden, d.h. schnellwachsende Sträucher wie Hasel, Holunder und Schneeball werden entfernt oder zurückgeschnitten, damit langsam wachsende Sträucher bestehen können. Konkurrenzstarke und dominante Baumarten wie Buchen, Bergahorn, Eschen und Fichten werden hingegen reduziert.

Als negativer Nebeneffekt von Aufwertungsmassnahmen kann das potentiell Begünstigen von *invasiven Neophyten*⁹ genannt werden. Diese sich rasch ausbreitende, gebietsfremde Pflanzen nisten sich gerade an aufgelichteten Waldrandstellen besonders gerne ein [43:47]. Durch ihre schnellwachsende, dichte und sehr konkurrenzstarke Bestände beeinträchtigen sie die Waldverjüngung erheblich (Lichtmangel für junge Bäume) oder verdrängen sogar ganze Arten. Die Entfernung dieser aggressiven und dominanten Pflanzenarten gestaltet sich als äusserst mühsam und sollte deshalb bereits im Anfangsstadium erfolgen. Eine Bestandesaufnahme für den Kanton Zürich ist in [44] publiziert.

⁸ Besonders Anfällige Waldbestände sind diesbezüglich Nadelbäume (Fichten- und Tannenwälder) [42].

⁹ Einen umfassenderen Überblick und Strategie zum Thema «Invasive Neophyten» in der Schweiz ist in einem aktuellen BAFU-Bericht publiziert [45].

2.6 Erfolgskontrollen

Eine erste Überprüfung des Aufwertungserfolgs sollte 3-5 Jahren nach dem Ersteingriff erfolgen. Dabei wird der aufgewertete Waldrand wiederum einer ökologischen Beurteilung gemäss Krüsi-Schlüssel unterzogen und mit den Werten verglichen, die vor dem Eingriff dokumentiert worden sind (Ausgangszustand mit IST-Zustand vergleichen). Der Zeitpunkt der Wiederbewertung ist dabei sehr sensitiv: Eine zu frühe Wiederbewertung des Waldrandes kann zu negativen Ergebnissen hinsichtlich der ökologischen Bewertung führen, da sich die Vegetation noch nicht gänzlich «erholt» hat.

Obwohl die Methodik zur Erfolgskontrolle bestens dokumentiert ist [37], existieren praktisch keine Studien zu systematisch durchgeführten Erfolgskontrollen an aufgewerteten Waldrändern. Folglich fehlen Ergebnisse über Aufwertungsbemühungen und es ist weitestgehend unklar, welche Standortbedingungen oder konkrete Massnahmen den Erfolg von Waldrandaufwertung begünstigen oder erschweren. Eine Pionierrolle nimmt diesbezüglich der Kanton Aargau ein, welcher erstmals in sechs Forstrevieren total 20 aufgewertete Waldränder näher untersucht hat [40]. Die Bewertung fand mit dem Krüsi-Schlüssel statt. Zusätzlich wurden die zuständigen Revierförster mittels eines Fragebogens zum Ausgangszustand, angewendete Massnahmen sowie der für den Erfolg resp. Misserfolg relevanten Faktoren befragt.

Die Resultate zeigen, dass 12 von 20 Waldrändern als «ökologisch wertvoll» oder sogar «sehr wertvoll» bewertet wurden, kein einziger Waldrand fiel in die Kategorie «schlecht». Bemerkenswert ist die Tatsache, dass als erfolgreich eingestufte Waldrandaufwertungen eine im Durchschnitt mehr als doppelt so tiefen Strauchgürtel und Krautsaum aufwiesen als bei wenig Erfolgreichen. Kleinstrukturen wie liegendes und stehendes Totholz war in allen untersuchten Waldrändern vorhanden. Dementsprechend eindeutig fiel auch das Resultat bezüglich Artenvielfalt aus: Während in einem Schweizer Durchschnittswaldrand 12 verschiedene Holzarten gefunden werden (Studie von [36]), waren es in aufgewerteten Waldrändern mehr als 20 Arten (+80%). Die botanische Vielfalt wird also durch Aufwertungsmassnahmen signifikant gesteigert.

2.7 Das Lidar-Prinzip

Lidar, auch bekannt unter dem Begriff ALS (**A**irborne **L**aser **S**canning) ist seit Jahrzehnten ein fester Bestandteil im ökologischen und biogeografischen Forschungsfeld [18], [19]. Die Technik gehört nebst RaDAR (**R**adio **D**etection and **R**anging) und InSAR (**I**nterferometric **S**ynthetic **A**perture **R**adar) zu den aktiven Fernerkundungssysteme, welchen das Prinzip des Aussendens und Empfangens von elektromagnetischen Strahlung für die Geländeaufnahme zugrunde liegt. Dabei wird ein Laser an einem Flugzeug oder Helikopter angebracht und die Erdoberfläche Punkt für Punkt mit einer

elektromagnetischen Welle im sichtbaren und Nahinfrarot-Bereich¹⁰ auf hoher Pulsfrequenz abgetastet. Dabei fungiert der Lasersensor als Sender und Empfänger zugleich. Die Distanz R zwischen Oberfläche und Sensor ergibt sich aus der Laufzeitmessungsformel

$$R = \frac{1}{2} * c * t$$

mit c als Geschwindigkeit des Laserpulses (Lichtgeschwindigkeit) und t die Zeitdifferenz zwischen Sendung und Empfang. Streng genommen ist die Lidar-Technologie kein abbildendes Verfahren, da lediglich geometrische Eigenschaften (Lage und Höhe der gemessenen Punkte) vektoriell erfasst werden. Der Punktevektor ergibt sich dem Positionsvektor (GPS- und INS-Messung¹¹) und dem Messvektor (Laufzeitmessung und Sensorkalibrierung).

Das Endergebnis eines ALS-Projektes ist eine georeferenzierte *Punktwolke*, bestehend aus Millionen Echos von der Oberfläche, Bodenpunkte und reflektierende Objekte dazwischen. Für die Ableitung des digitalen *Höhenmodells* macht man Gebrauch vom *First-Puls*, dem erstregistrierten Punkt an der Oberfläche eines Objektes. Der *Last-Puls* ist der letztregistrierte Puls. Er steht für die Reflexion an der Bodenoberfläche und wird deshalb für die Berechnung des digitalen *Geländemodells* (DGM) verwendet. Subtrahiert man das DGM vom DOM, erhält man ein Vegetationshöhenmodell (**Canopy Height Model, CHM**), in welchem sich ausschliesslich Echos *über* der Erdoberfläche befinden.

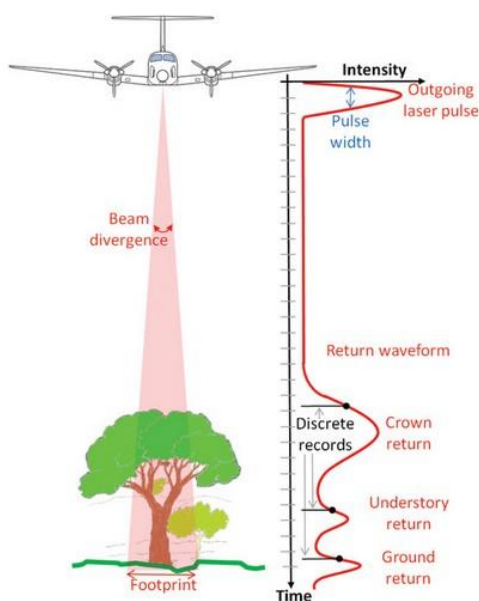


Abbildung 2: Registrierung der verschiedenen Puls>Returns über Vegetationselement. Aus [90].

Beim Eintreffen des Pulses an der Vegetationsoberfläche wird dieser nicht als Ganzes zurück zum Sender reflektiert, sondern durchdringt Schicht um Schicht, bis er den Boden erreicht. Somit können sämtliche Objekte in einer Vegetationsschicht sowohl horizontal als auch vertikal exakt abgebildet werden [21]. Erst bei extrem dichter Vegetation (Regenwald) ist die Terrain-Modellierung eingeschränkt, da nur wenige Bodenpunkte registriert werden können [57:306]. Laut [58:92] reicht aber eine Penetrationsrate von 20-30% aus.

Diese Masterarbeit arbeitet nur mit sogenannten *Small-Footprint*, *diskreten* Lidar-Daten, also endlicher Anzahl registrierter Echos pro emittierter Puls. Ein solcher Puls hat im Normalfall eine Strahlendivergenz von 1 mrad¹² und somit am

¹⁰ Optisches Band zwischen 800nm und 1600nm. Die meisten Lidar-Systeme senden im 1064nm-Spektrum

¹¹ INS (Inertial Navigation System) misst Geschwindigkeit und Position. Wird kombiniert mit IMU (Inertial Measurement Unit), welches Beschleunigungs- und Gravitationskräfte misst.

¹² Strahlendivergenz bezeichnet die Ausdehnung des Laserstrahldurchmessers und definiert somit den IFOV (Instantaneous Field of View). 1 mrad bedeutet, dass sich der Durchmesser um 1mm pro Meter vergrößert (1m Footprint bei einer Aufnahmehöhe von 1'000m) [20].

auftreffenden Objekt einen Durchmesser (*Footprint*) von wenigen Zentimetern. Sogenannte *Full-Waveform*-Systeme sind in der Lage, beliebig viele Echos als kontinuierliche «Welle» (ähnlich wie ein optisches Signal einer hyperspektral-Aufnahme) zu registrieren. Im Gegensatz zu diskreten Signalen («synthetische» *Waveform*) wird der *Footprint* stark erhöht (einige Dezimeter oder sogar Meter), was die Punktedichte pro Flächeneinheit erheblich reduziert.

2.8 Waldstruktur-Attribute

Biodiversität ist aus vielerlei Gründen nicht vollumfänglich und zuverlässig *direkt* quantifizierbar [48], weshalb man sich dem Konzept der messbaren Stellvertreter-Indikatoren hinwendet, den sogenannten *Biodiversitäts-Indikatoren*. Diese evaluieren die Biodiversität entweder anhand der Identifikation von *Schlüssel-Arten*¹³, oder *Schlüssel-Strukturen*. Letztere haben sich in der ökologischen Forschung als besonders nützlichen Proxy für die Erhebung von Biodiversität speziell auf Waldflächen bewährt. Studien haben gezeigt, dass meistens eine positive Korrelation zwischen struktureller Variabilität und Artenvielfalt in einem Ökosystem besteht [49], [50], [51]: Durch erhöhte Strukturvielfalt wird die Diversifikation von Nischen (Habitate) und Ressourcen (Nahrungsangebot) erhöht, was die Ausbreitung von verschiedenen Arten nebeneinander (räumlich) und gleichzeitig (zeitlich) begünstigen kann. In diesem Unterkapitel wird auf die Frage eingegangen, welche Waldstruktur-Attribute aus Lidar-Daten sich am besten eignen könnten, um ökologische Bewertungen an Waldrändern vorzunehmen. Ziel ist die Erstellung eines Sets von Struktur-Attributen, welche den Bewertungskriterien des Krüsi-Schlüssels möglichst nahekommt. Diese Attribute sollten also den in der Ökologie- und Forstpraxis angewendeten Indikatoren entsprechen, welche sich auf die räumliche Anordnung von Komponenten innerhalb des Waldrand-Perimeters beziehen.

Ultimativ besteht die Ambition dieses Vorgehen darin, eine grössere Anzahl behandelte und nicht-behandelte Waldränder rein auf Basis von Lidar-Statistiken objektiv zu bewerten, untereinander zu vergleichen, um letztendlich Schlüsse betreffend Aufwertungserfolg ziehen zu können.

Werden mehrere Attribute zu einer zusammenfassenden Variable gruppiert (und womöglich unterschiedlich gewichtet), entsteht ein *Index*, welcher imstande ist, die strukturelle Komplexität in *einer* Kennzahl auszudrücken. In dieser Arbeit wird *kein* Komplexitäts-Index gebildet, sondern nur die einzelnen Strukturattribute statistisch ausgewertet. Eine Indexbildung für die Berechnung von Strukturkomplexität an Waldrändern wäre eine weiterführende Forschungsfrage. Einen umfassenden Überblick über gängige Strukturkomplexität-Indizes ist in [60:48] dokumentiert.

¹³ Das Konzept besagt, dass gewisse Arten (meistens Räuber) einen unverhältnismässig grossen Einfluss auf die Artenvielfalt in einem System ausüben, indem sie die Populationsdichte ihrer Beutearten regulieren. Wird die Schlüsselart entfernt, so fehlt ein natürlicher Feind (minimierter Fressdruck) und die Beute-Arten breiten sich übermässig aus und verdrängen andere Arten, was sich negativ auf die Vielfalt im System auswirkt [47].

2.7.1 Präsentation Struktur-Attribute

Die Bildung des Sets der Strukturattribute wurde auf Basis umfangreicher Literaturrecherche (hauptsächlich inspiriert aus dem Review von [13], [60], [62], [85]) und den Studien von [63:843], [61:949]) herausgearbeitet und den beiden Betreuer zur Diskussion vorgelegt. Daraufhin konnte das Set weiter verfeinert und angepasst werden. Das Ziel war die Überführung von ökologisch relevanten Waldstrukturattributen in aus Lidar-Punktwolken ableitbaren und damit berechenbaren Metriken.

Insgesamt wurden 34 Strukturattribute, verteilt auf fünf Variablengruppen, berechnet. Diese bilden sowohl horizontale als auch vertikale Charakteristiken einer Vegetationseinheit ab. In die statistische Endauswertung kamen schlussendlich 26 Attribute. Eine vollständige Übersicht und Erklärung zur Berechnung findet sich im Kapitel 3.3. Innerhalb der Tabelle 1 sollen kurz und knapp die einzelnen Strukturattribute vorgestellt und deren Bedeutung für ökologische Forschungsfragen verdeutlicht werden.

Tabelle 1: Übersicht über Auswahl der Strukturattribute und deren ökologische Relevanz

Variable	Berechnete Attribute	Bedeutung für Ökologie	Angewendete Studien
Oberflächenhöhe (Canopy Height)	Für gesamtes CHM: • Maximum • Mittelwert • Standardabweichung	• Liefert Hinweise zu räumlichen Dynamiken (Waldsukzessionen, Alter) • Identifikation von Pflanzen-/Baumarten • Habitat-Modellierungen • Grundlage für Biomassenschätzungen (Vegetationsvolumen) • Höhe als Proxy für Baumdurchmesser	[64] [65] [72]
Vertikales Höhenprofil (Canopy Vertical Height Profil)	Für höhenstratifizierte Layers: • Maximum • Mittelwert • Standardabweichung	• Vertikale Verteilung von Vegetationsmaterial • Habitat-Modellierungen auf verschiedenen Höhenstufen • Beeinflusst Lichtdurchlässigkeit innerhalb der Vegetation und somit auch die Oberflächenbedeckung	[66] [67] [68]
Oberflächenbedeckung (Canopy Cover, Canopy Gaps)	Für gesamtes CHM: • Prozentualer Bedeckungsgrad • Grösse und Anzahl	• Modellierung der Absorptionsrate von photosynthetisch aktiver Strahlung (PAR) und damit auch Netto-Primärproduktion • Einfluss auf Licht- und Feuchtigkeitsregime in der Vegetation • Grundlage für Biomassenschätzungen (Vegetationsvolumen)	[70] [71] [74]
Lichte Flächen auf Bodenhöhe (Light Spots)	Für gesamtes CHM: • Prozentualer Anteil • Grösse und Anzahl	• Vegetationsfreie Bodenfläche • Berechnungsgrundlage für Leaf Area Index (LAI) • Wichtig für Wachstum tieferliegende Vegetationslayer	[67] [74] [75]
Oberflächendichte (Density)	Für gesamtes CHM und einzelne Layers: • Anzahl Elemente insgesamt • Anzahl Elemente pro Schicht	• Beschreibt Dichtenverteilung von Vegetation in verschiedenen Strati • Unterscheidung von Alt- und Jungbäumen (Sukzessionsstadien) • Grundlage für Biomassenschätzung (Vegetationsvolumen) • Habitat-Modellierung	[76] [77] [81]
Steilheit der Vegetation (Slope)	Für mitteltief-liegende Layers: • Durchschnittliche Neigung • Anteil der steilen Bereiche	• Hinweis auf Vegetations-Abstufung • Je nach Steilheit veränderter Wärme- und Lichttransfer • Wichtiger Beitrag zum Mikroklima und damit potentiell höhere Artenvielfalt	[78]* [79]* [80]*

*Keine Lidar- oder Fernerkundungsstudien, sondern reine ökologische Felduntersuchungen.

3 Material und Methode

3.1 Datengrundlage und -Beschaffung

Um Waldrandstrukturen mit Lidar-Daten bewerten zu können, braucht man folgerichtig zweierlei Dinge: Hochauflösende Lidar-Daten (Punktwolke, welche bei der Befliegung erstellt worden ist) und die Informationen über die genaue Position von förderungswürdigen Waldrändern.

Die zwei zentralen Datensätze dieser Arbeit stammen aus dem Laserbefliegungsprojekt «Luftaufnahmen42» des Kantons Zürich vom Frühjahr 2014 (GIS-ZH Nr. 343), und der Geodatenatz «Waldrandförderobjekte» (GIS-ZH Nr. 169). Ersterer ist für jedermann frei zugänglich¹⁴, letzterer konnte mittels einem Datennutzungsvertrag mit dem Amt für Raumentwicklung (ARE) beschafft werden (im Anhang ersichtlich). Zusätzlich wurden die GIS-Datensätze Nr. 111 «Waldareal und Nr. 110 «Vegetationskundliche Kartierung der Wälder im Kanton Zürich (Waldvegetationskarte) mitgeliefert.

3.1.1 Lidar-Projekt «Luftaufnahmen42»

Im Auftrag der Fachstelle Vermessung im Amt für Raumentwicklung der Baudirektion Kanton Zürich wurde das Projekt «Luftaufnahmen42» im Frühjahr 2014 vom schweizerisch-deutschen Ingenieurbüro «BSF Swissphoto» in Angriff genommen. Die Flüge wurden von der dänischen Beratungsfirma COWI koordiniert und ausgeführt, einem Spezialisten auf dem Gebiet von grossräumigen ALS-Kartierungen¹⁵. Das Projekt sieht vor, alternierende Befliegung durchzuführen: alle vier Jahre eine flächendeckende Befliegung des Kantons Zürich durch ALS und alle zwei Jahre Luftbilder (Orthophotos und CIR¹⁶).

Für die Lidar-Befliegung kam der Sensor «AX60» der kalifornischen Firma Trimble zum Einsatz (speziell gebaut für grossflächige Aufnahmen, Einführungsdatum 2013). Er kombiniert sowohl Lidar- als auch Bildaufnahme (Kamera mit 80 Megapixel, optional) und ist ebenfalls imstande, die Oberfläche in Fullwaveform aufzuzeichnen, also eine kontinuierliche Registrierung der empfangenen Echos. In Tabelle 2 finden sich wichtige Parameter zum Sensor und in Tabelle 3 sind die Spezifikationen der ALS-Aufnahme von Frühjahr 2014 ersichtlich.

¹⁴Als «Open Government Data» öffentlich zugänglich im kantonalen GIS-Browser des Kantons Zürich: <http://maps.zh.ch/?topic=LidarZH>, oder über die Kachel-Index-Liste unter <http://maps.zh.ch/download/hoehen/2014/lidar/> Letzter Zugriff: 24.09.2016.

¹⁵Abgeschlossene Projekte sind die landesweite Lidar-Kartierung von Litauen (2009-2010) und Schweden (2009-2013). Weitere Informationen unter <http://www.cowi.com/menu/home/>. Letzter Zugriff: 25.09.2016.

¹⁶Color Infrared, oder Falschfarben-Infrarot: Nahinfrarot (NIR) im Spektralbereich 700-1000nm, welches von einem fotografischen Film aufgenommen werden kann und wichtige Hinweise auf den Vitalitätszustand von Wäldern liefert.

Tabelle 2: Technische Spezifikation Trimble AX60

Wellenlänge	1064 nm
Pulsfrequenz (Pulse Repetition Rate: PRR)	100-400 kHz
Scan Mechanismus	Rotierender Polygonspiegel
Scan-Muster	Parallele Scanlinien, gleichmässige Punkteverteilung
Strahlendivergenz	0.25 mrad
Scanfrequenz	200 Hz (max)
Scan-Öffnungswinkel (FOV)	0-60°
Operierende Flughöhe über Grund	50-4700m
Distanzmess-Genauigkeit	2 cm
Horizontale Genauigkeit ¹⁷	20 cm
Vertikale Genauigkeit	15 cm
Simultane Pulsaufzeichnung	Bis 10 Echos
Full-Waveform	JA
Intensitätsmessung	JA, 16bit pro Echo (65'536 Niveaus)
Sonstiges	RGB-Kamera (optional)

Tabelle 3: Projekt-Spezifikationen «Flugaufnahmen42»

Aufnahmezeitpunkt	8. März bis 16. April 2014 (leaf-off)
Flugstunden	60
Mittlere Flughöhe über Grund	4600-5600 Fuss (ca. 1400 – 1700m)
Flugrichtung	Ost-West (südliches Tössthal: Nord-Süd)
Mittlere Punktedichte (<i>ohne</i> Überlappung)	8 Pkte./m ²
Befliegungs-Perimeter	Ganzes Kantonsgebiet ZH (1'728.89 km ²) plus 500m Buffer. Total 1'868 km ²
Referenzsystem	CH1903_LV03
Horizontale Genauigkeit	20 cm
Überlappende Flugstreifen	Minimum 10%, Mittelwert 30%
Scan-Öffnungswinkel (FOV)	2 x 20° (max)
Dateiformat	.LAZ ¹⁸ -Kacheln von 500m x 500m
Datenbezug	GIS-Browser
Abgeleitete Produkte ¹⁹	DOM ZH (sämtliche First Returns pro Rasterzelle) und DTM ZH (Dreiecksvermaschung der Last Returns).
Geforderte Klassierungs-Qualität	98% der Punkte richtig klassiert

¹⁷ Auch als «Lagegenauigkeit» bezeichnet

¹⁸ Der de facto Industriestandard zur Speicherung von Lidar-Punktewolken ist das .LAS-Format, eingeführt durch die American Society of Photogrammetry and Remote Sensing (ASPRS). Komprimierte Lidar-Files sind im .LAZ-Format gespeichert, wodurch bis zu 93% Speicherplatz eingespart werden kann. Für eine genauere Beschreibung des Verfahrens siehe [53].

¹⁹ Für einen umfassenden Überblick über DOM- und DTM-Filtermethoden sei auf [52] verwiesen.

3.1.2 GIS-Datensatz «Waldrandförderobjekte»

Mit dem aktuellen Waldentwicklungsplan des Kantons Zürich wurde auch der Massnahmekatalog «B6 Waldrandförderung» definiert. Gemäss dem Zwischenbericht von 2015 fanden seit 2010 jährlich im Schnitt 61 km Waldrandaufwertung statt (Zielvorgabe: 25km pro Jahr). Insgesamt wurde bereits knapp ein Fünftel aller förderungswürdiger Waldränder aufgewertet (302km von 1'599km), wovon zwei Drittel einen Ersteingriff unterzogen wurden. Die Gesamtkosten für alle Eingriffe werden mit 340'000 CHF angegeben (Stand 2015).

Die Kriterien für eine förderungswürdige Ausscheidung wird gemäss dem Aufnahmeschlüssel von Pro Natura getroffen (Kapitel 2.3). Der Vektor-Datensatz liegt als ESRI-Shapefile vor. Die vollständige Auflistung aller dazugehörigen Attribute ist im Anhang A abgebildet.

3.1.3 Forstrevier-Daten

Alleine aus dem GIS Datensatz Nr. 169 ist nicht ersichtlich, *welche* Waldränder zu welchem *Zeitpunkt* mit welchen *Massnahmen* aufgewertet wurden: Abgebildet sind sämtliche als förderungswürdig definierte Waldränder, sowohl bereits aufgewertete als (noch) nicht aufgewertete. Im Vorfeld einer geeigneten Waldrandselektion wurden deshalb über mehrere Wochen in 12 unterschiedlichen Forstrevieren Daten beschafft, die Informationen zu Standort, Eingriffsdatum und allenfalls getroffene Aufwertungsmassnahmen liefern.

Der Kanton Zürich wird in 7 *Forstkreise* eingeteilt (analog Bezirksebene), in welchen sich die *Forstreviere* befinden (analog Gemeindeebene). Ein Forstrevier kann aus einer einzelnen Gemeinde bestehen (z.B Forstrevier Rafz) oder aus einem Zusammenschluss von mehreren Gemeinden (z.B. Forstrevier Pfannenstiel Süd, bestehend aus Meilen, Stäfa, Männedorf, Oetwil am See und Uetikon am See). Betreut werden die Forstreviere von den Revierförstern. Sie waren die zuständigen Ansprechpersonen für die Datenbeschaffung. Eine Auflistung der kontaktierten Personen und gelieferte Art der Quellen pro Forstkreis ist in Tabelle 4 ersichtlich.

Die geografische Ausdehnung dieser 12 Forstreviere umfasst das nördlichen Zürcher Unterland (Rafz), östliche Lägern (Regensdorf), die Region Winterthur und südliches Weinland (Neftenbach), Agglomeration der Stadt Zürich (Wallisellen), Gebiete um den Greifensee (Maur) und Teile des rechten Zürichsee-Ufers (Meilen), sowie der Nordosten des Zürcher Oberlandes (Turbenthal und Bauma-Wila).

Tabelle 4: Quellen-Status nach Forstrevier

Forstkreis	Forstrevier	Kontakt	Art der Beschaffung und Quellenart
2	Dübendorf	Markus Tanner	Persönlich. Analoge Karten
	Maur	Urs Kunz	Persönlich. Analoge Karten
	Pfannenstiel Süd	Alexander Singeisen	Persönlich. Analoge Karten
	Wallisellen	August Erni	Persönlich. Excel-Tabellen
3	Bauma-Wila	Rolf Stricker, Jürg Küenzi	Persönlich. Analoge Karten, und ESRI-Shapfiles
	Greifensee	Peter Manale	Mail. ESRI-Shapefiles
4	Illnau-Effretikon	Herbert Werlen	Persönlich. Analoge Karten
	Weinland Süd	Florian Tuchschnid	Persönlich. Analoge Karten.
	Turbenthal	Urs Göldi	Persönlich. Analoge Karten
	Winterthur	Beat Kunz	Mail. Analoge Karten
6	Rafz	Werner Rutschmann	Persönlich. Analoge Karten
7	Regensdorf	Felix Holenstein	Persönlich. Analoge Karten

3.2 Waldrandsets

3.2.1 Sampling-Selektion

Auf Grundlage der Forstrevier-Daten wurde eine Stichproben-Auswahl von 100 aufgewerteten und 100 nicht-aufgewerteten Waldränder bestimmt. Als Grundgesamtheit dienten alle beitragsberechtigten Waldränder im GIS-Datensatz Nr. 169. Ausserhalb dieses Datensatzes wurden keine Waldränder – ob behandelt oder nicht behandelt – ausgewählt. Die Stichproben wurden in 12 Forstrevieren gezogen, in welchen Informationen über letzte Pflegeeingriffe vorlagen (Datum der letzten Waldrandaufwertung bekannt).

Um im späteren Verlauf «behandelte» mit «unbehandelte» Waldränder statistisch vergleichen zu können, musste eine Mindest- und eine Maximallänge definiert werden. Im GIS-Datensatz Nr. 169 sind insgesamt 9'081 einzelne Waldrandabschnitte mit einer mittleren Länge von 203m enthalten. Betrachten wir *nur* unsere 12 Forstkreise, erhalten wir 2'836 Abschnitte mit einer mittleren Länge von 186m (Tabelle 5). Basierend auf der Tatsache, dass gut ein Drittel (34%) dieser Abschnitte eine Länge zwischen 115m und 250m aufweist, wurde das Eingrenzungskriterium der Stichproben-Selektion auf eine Länge zwischen 135 bis 230m festgelegt.

Tabelle 5: Datensatz-Statistik

Datensatz	Anzahl	Min.	Max.	Mean	Summe [m]	Total/Grenzwert [%]
GIS169 (Grundgesamtheit)	9'081	0.026	3665.48	203.82	1'850'851	
12 Forstreviere	2'836	0.77	3643.88	186.68	529'419	
Grenzwert Forstrevier (115-250)	970	115.00	249.92	169.60	164'514	34.20
Grenzwert Global (115-250m)	3'281	115.00	249.99	170.82	560'430	36.13 %
Finale Selektion (135-230m)	200	135.00	230.00			

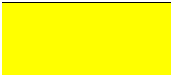


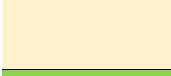


3.2.2 Alters-Stratifikation

Als nächstes galt es, die Waldränder in den 12 Forstrevieren nach Eingriffs-Datum zu stratifizieren, d.h. für jede Eingriffs-Klasse eine ähnlich grosse Stichprobe pro Forstrevier zu ziehen. Anzahl Stichproben und Länge der Abschnitte sind in den Tabellen 7 und 8 ersichtlich. Die detaillierte Auflistung aller selektionierten Waldränder (total 200) befindet sich im Anhang A.

Ausgehend vom Stichdatum der Lidar-Aufnahme (Frühling 2014) konnten vier Altersklassen (Farbcode Gelb, Blau, Orange und Grün) und zwei Zusatzklassen (Farbcode Beige und Violett) gebildet werden (Tabelle 6). Dies sind unsere *abhängigen Variablen*, also mögliche *Ursachen* für veränderte Strukturkomplexität innerhalb der Stichproben. Während bei den vier Altersklassen die Eingriffe zeitlich klar definiert sind, ist dies bei den zwei Zusatzklassen nicht der Fall: Hier erfolgten mehrere Eingriffe in (un-)regelmässigen Abständen innerhalb einer Zeitperiode²⁰, oder es fanden noch überhaupt keine Eingriffe statt. Abschnitte, die in regelmässig Abständen gepflegt wurden, sind nur für das Forstrevier Turbenthal, Wallisellen und Maur explizit genannt worden. Für alle anderen Forstreviere lagen dazu keine Informationen vor, es wurde das jeweils letzte Eingriffs-Datum für die Stratifikation berücksichtigt. Es ist aber sehr wohl wahrscheinlich, dass auch in diesen Abschnitten regelmässig Aufwertungen stattfanden.

²⁰ «Regelmässig» bedeutet, dass innerhalb 10 Jahren mindestens 2 Eingriffe in Folge gemacht wurden, also z.B. ein Abschnitt, in welchem 2009 und 2014 Massnahmen erfolgt sind (und weitere Folge-Eingriffe frühestens im Jahr 2019 stattfinden werden).

Tabelle 6: Eingriff--Stratifikation mit Farbcodierung

Farbcode	Bezeichnung	Zeitraum ²¹
	Deutlich vor LiDAR-Aufnahme	Winter 2010
	Kurz vor Lidar-Aufnahme	Winter 2011 und Winter 2012
	Während LiDAR-Aufnahme	Winter 2013 und Winter 2014
	Mindestens zwei Eingriffe innerhalb 10 Jahren	Folgeeingriffe von 2010 bis heute
	Nach LiDAR-Aufnahme	Winter 2015 und Winter 2016
	Noch keinerlei Eingriffe ausgeführt	Nicht definiert

Alle Waldränder, die *vor* April 2014 aufgewertet wurden, fallen in die Kategorie «behandelt» (Farbcode Gelb, Blau, Orange und Beige), entsprechend alle Waldränder *nach* April 2014 in die Kategorie «unbehandelt» (Grün und Violett).

3.2.3 Vergleichs-Kriterien

Für jeden aufgewerteten Waldrand (ausgeführt im Zeitraum 2010 bis und mit Winter 2014) wurde ein noch unbehandelter Abschnitt (ausgeführt *nach* Stichdatum LiDAR-Aufnahme oder bis zum heutigen Zeitpunkt noch nicht behandelt) mit identischer Länge gegenübergestellt. Ob der vergleichende Waldrand aus der Kategorie «Grün» oder «Violett» stammt, ist nicht von Bedeutung: Entscheidend ist, dass er das Kriterium «unbehandelt» erfüllen. Vorzugsweise sollten die zu vergleichenden Abschnitte im selben Forstrevier aufzufinden sein und dieselben Standortfaktoren erfüllen. So wird sichergestellt, dass die einzige abhängige Variable für die Statistik-Auswertung der Eingriffszeitpunkt darstellt.

Grundsätzlich galten folgende Vergleichs-Kriterien:

- Identische Topographie und Exposition
- Identische Waldvegetation (Im GIS-Datensatz Nr. 110 ersichtlich)
- Identische Länge
- Möglichst geradlinige Abschnitte (keine Zick-Zack-Linien, keine Ecken)

²¹ In den Forstrevier-Dokumenten wird immer das Datum des jeweiligen Beitragsjahres ausgeführt (Jahr, in dem die Beiträge angemeldet werden). «Winter 2010» bedeutet also, dass die Aufwertungs-Massnahmen zwischen November 2009 und spätestens März 2010 ausgeführt wurden.

3.2.4 Sampling-Übersicht

Tabelle 7: Anzahl «Behandelt» vs. «Unbehandelt» pro Forstkreis und Forstrevier

Forstkreis	Forstrevier	Behandelt	Unbehandelt	Summe
2	Dübendorf	4	4	74
	Maur	8	8	
	Pfannenstiel Süd	4	4	
	Wallisellen	21	21	
3	Bauma-Wila	8	8	24
	Greifensee	4	4	
4	Illnau-Effretikon	12	12	86
	Weinland Süd	8	8	
	Turbenthal	12	12	
	Winterthur	11	11	
6	Rafz	4	4	8
7	Regensdorf	4	4	8
Total		100	100	200

Tabelle 8: Länge in [m] von «Behandelt» vs. «Unbehandelt» pro Forstkreis und Forstrevier

Forstkreis	Forstrevier	Behandelt	Unbehandelt	Summe
2	Dübendorf	682	682	13'226
	Maur	1'315	1'315	
	Pfannenstiel Süd	725	725	
	Wallisellen	3'891	3'891	
3	Bauma-Wila	1'495	1'495	4'252
	Greifensee	631	631	
4	Illnau-Effretikon	1'963	1'963	14'714
	Weinland Süd	1'380	1'380	
	Turbenthal	2'005	2'005	
	Winterthur	2'009	2'009	
6	Rafz	711	711	1'422
7	Regensdorf	764	764	1'528
Total		17'571	17'571	35'142

Tabelle 9: Anzahl Waldrandabschnitte, sortiert nach Eingriff pro Forstkreis und Forstrevier

Forstkreis	Forstrevier	2010	2011-2013	2014	Regelmässig	2015-2016	Zukunft
2	Dübendorf	-	-	4	-	2	2
	Maur	1	4	3	-	-	8
	Pfannenstiel	-	-	4	-	2	2
	Süd	8	5	8	-	7	14
	Wallisellen						
3	Bauma-Wila	1	2	5	-	-	8
	Greifensee	1	1	2	-	3	1
4	Illnau-Effretikon	3	3	6	-	1	11
	Weinland Süd	2	2	4	-	-	8
	Turbenthal	-	-	6	6	-	12
	Winterthur	3	5	3	-	-	11
6	Rafz	-	-	4	-	1	3
7	Regensdorf	2	2	-	-	-	4
Total		21	24	49	6	16	84

Tabelle 10: Länge Waldrandabschnitte in [m], sortiert nach Eingriff pro Forstkreis und Forstrevier

Forstkreis	Forstrevier	2010	2011-2013	2014	Regelmässig	2015-2016	Zukunft	Summe
2	Dübendorf	-	-	682	-	367	315	
	Maur	147	666	502	-	-	1'315	
	Pfannenstiel Süd	-	-	725	-	369	356	
	Wallisellen	1'405	1'004	1'482	-	1'312	2'579	
Total 2		1'552	1'670	3'391	-	2'048	4'565	13'226
3	Bauma-Wila	138	305	1'052	-	-	1'495	
	Greifensee	168	150	313	-	481	150	
Total 3		306	455	1'365		481	1'645	4'252
4	Illnau-Effretikon	489	501	973	-	175	1'788	
	Weinland Süd	320	370	690	-	-	1'380	
	Turbenthal	-	-	995	1'010	-	2'005	
	Winterthur	540	910	559	-	-	2'009	
Total 4		1'349	1'781	3'217	1'010	175	7'182	14'714
6	Rafz	-	-	711	-	171	540	1'422
7	Regensdorf	390	374	-	-	-	764	1'528
Total		3'597	4'280	8'684	1'010	2'875	14'696	35'142
Durchschnitt		171.29	178.33	177.22	168.33	179.69	174.95	175.71

3.2.5 Digitalisierung und Pufferung

Nach der erfolgreichen Datenbeschaffung und Eingriffsklassierung der selektierten Waldränder konnten diese in ArcMap vollständig neu digitalisiert werden, sodass von den ursprünglich 9'081 förderungswürdigen Waldrändern (Tabelle 4) noch 200 übrigblieben. Mit der «Buffer-Function» wurde entlang dem Waldrand-Vektor zwei Zonen geschaffen: ein Krautsaum-Puffer nach Aussen (20m) und ein Waldmantel-Strauchgürtel-Puffer nach Innen (30m). Die Längenkriterien entsprechen dem gemäss Schweizerischer Naturschutz erstrebenswerte Ausdehnungen (Tabelle 11).

Die Waldrandpufferung ist in dieser Arbeit für alle Waldränder identisch, unabhängig von Waldgesellschaft, Exposition und Topographie. In Ausnahmefällen musste die Pufferung nach Aussen leicht reduziert werden (10m anstelle 20m), da ansonsten gegenüberliegende, «fremde» Vegetationseinheiten eingeschlossen worden wären.

Tabelle 11: Horizontale Tiefenausdehnung der Waldrandelemente nach [8] und [35] und daraus abgeleitete eigene Definition.

Beschreibung	Mittelwert (Feldbeobachtung)	Maximum (Feldbeobachtung)	Optimum (Fiktion)	Eigene Definition
Krautsaumtiefe	1.3m	8.4m	5-10m	20m
Strauchgürteltiefe	2.4m	6.4m	20m	-
Waldrandtiefe (Strauchgürtel plus Waldmantel)	3.4m	11.3	20-30m	30m
Waldrandbereich (inkl. Krautsaum, Strauchgürtel und Waldrandtiefe)	4.7m	19.7m	25-40m	50m

Die Puffer-Polygone spielen eine wichtige Rolle in der Verschneidung mit der Lidar-Punktwolke, aus deren die Strukturparameter ausgewertet werden und schlussendlich statistisch verglichen werden können. Dafür ist aber eine umfangreiche Vorbehandlung der Lidar-Daten notwendig (siehe nächstes Kapitel).

3.3 Lidar-Daten-Aufbereitung

Sämtliche der in diesem Kapitel beschriebenen Funktionen wurden mit dem Programm-Paket *LasTools*²² ausgeführt, eine kostenlose Software zur Visualisierung, Filterung und Prozessierung von Lidar-Daten. Zentral angewendete Funktionen sind unter anderem das Verschneiden von Lidar-Daten mit ESRI-Shapefiles (LasClip), Höhenstratifikation (LasHeight) und Rasterung (LasGrid). Der Prozess-Ablauf von der rohen Lidar-Kachel zum auswertungsreifen Endprodukt ist in Abbildung 1 dargestellt.

3.3.1 Filterung der Rohdaten

Eine rohe Lidar-Punktwolke enthält georeferenzierte, absolute Höhenwerte der reflektierten Objekte. Da wir nur an der Vegetation interessiert sind, werden sämtliche menschengemachte Objekte entfernt (ASPRS-Klasse 6). Ausserdem werden auch sich überlappende Punkte²³ (ASPRS-Klasse 12), sowie nicht-definierte Punkte (ASPRS-Klasse 17) gelöscht. In LasTool geschieht dies mit der Funktion «drop classification 6,12,17».

Obwohl gemäss Projektbericht sämtliche Lidar-Kacheln von Noise befreit sein müssten, finden wir praktisch in jeder Datei Noise über der Oberfläche («High-Noise»). Diese Punkte können schnell manuell gelöscht werden:

- Punktwolke mit LasView öffnen
- Mit «d» kann ein Polygon um sämtliche zu löschende Punkte gezogen werden
- Mit «r» werden die Punkte gelöscht. In Grün erscheint die Information über die Anzahl gelöschte Punkte.
- «Ctrl + s» speichert die Änderung.
- «Ctrl + a» erstellt ein neues .LAZ-File.

3.3.2 Erstellung des «Pit-Free-Canopy Height Model»

Durch die Subtraktion vom Oberflächenmodell (DOM) mit dem Geländemodell (DHM) erhalten wir wie im Kapitel 2.7 beschrieben ein Oberflächenhöhenmodell (CHM), in unserem Fall ein Vegetationshöhenmodell. Somit ist für jedes Echo die absolute Vegetationshöhe über Boden bekannt.

²² Erhältlich unter <https://rapidlasso.com/lastools/>. Letzter Zugriff: 26.09.2016.

²³ Diese dienen der korrekten Zusammenführung von Fluglinien, sind aber für die weiteren Berechnungen nutzlos und sogar potentielle Verfälscher der Resultate, da sie eine höhere Punktedichte vorgeben als eigentlich existiert.

Ein Defizit von Small-Footerprint-Lidar-Aufnahmen ist die Entstehung von Datenlücken in der Oberfläche (DOM), was die Berechnung von Strukturattributen erschwert. Diese Lücken entstehen, weil der Laser nicht an der eigentlichen Oberfläche reflektiert (wie vom First-Puls gefordert), sondern bereits leicht in die Vegetation eindringt [73]. Verschiedene Algorithmen wurden entwickelt, um dieser Problematik Herr zu werden (Übersicht in [58:1369]). In dieser Arbeit kommt der «Pit-Free Canopy Height Model»-Algorithmus zur Anwendung [59]. Dieses Verfahren gewährleistet die korrekte Wiedergabe des CHM's, indem «falsche» Pits eliminiert und «echte» Pits (Lücken in der Oberfläche) beibehalten werden.

Der Pit-Free-Algorithmus ist als LasTools-Pipeline in ArcMap implementierbar und führt folgende Schritte aus:

- LasTile unterteilt die Lidar-Punktwolke in einzelne Kacheln, was die Datenverarbeitung bei grösseren Punkteanzahl erheblich beschleunigt.
- LasGround unterteilt die Punktwolke in Boden (Klasse 2) und nicht-Boden (Klasse 1).
- LasHeight führt zu einer Höhennormalisierung der Punktwolke (Bodenpunkte erhalten neuen Z-Wert 0). Das Endprodukt ist eine Punktwolke mit absoluten Vegetationshöhe.
- LasThin dünnt die Punktwolke aus, indem nur die lokalen Maxima in einer Rasterzelle behalten werden. Somit werden Spikes effektiv entfernt.

3.3.3 Höhen-Stratifizierung

Das gefilterte, pitfreie CHM wurde in fünf Vegetationsschichten unterteilt (Tabelle 12): Krautsaum-Layer (engl.: Herb Layer = **HL**), Strauchgürtel-Layer (engl.: Low Canopy = **LC**), Mitteltiefe Vegetation (engl.: Middle-Low Canopy = **MLC**), Mittelhohe Vegetation (engl.: Middle-High Canopy = **MHC**) und Hohe Vegetation (engl.: High Canopy = **HC**). Diese entsprechen dem im Krüsi-Schlüssel [28] angegebenen Schwellenwerte. Die Stratifizierung erfolgte mit der Funktion *LasHeight* in LasTools.

Tabelle 12: Lidar-Vegetation-Layer nach Höhe stratifiziert

Stratum-Bezeichnung	Höhenbereich	Bedeutung
High Canopies (HC)	> 16m	Enthält First Return. Daraus wird das Pit-Free CHM gerechnet.
Middle-High Canopies (MHC)	8-16m	Innere Vegetation. Gibt Auskunft über Strukturkomplexität.
Middle-Low Canopies (MLC)	4-8m	Innere Vegetation. Gibt Auskunft über Strukturkomplexität.
Low Canopies (LC)	0.5-4m	Strauchgürtel-Layer
Herb Layer (HL)	0-0.5m	Krautsaum-Layer

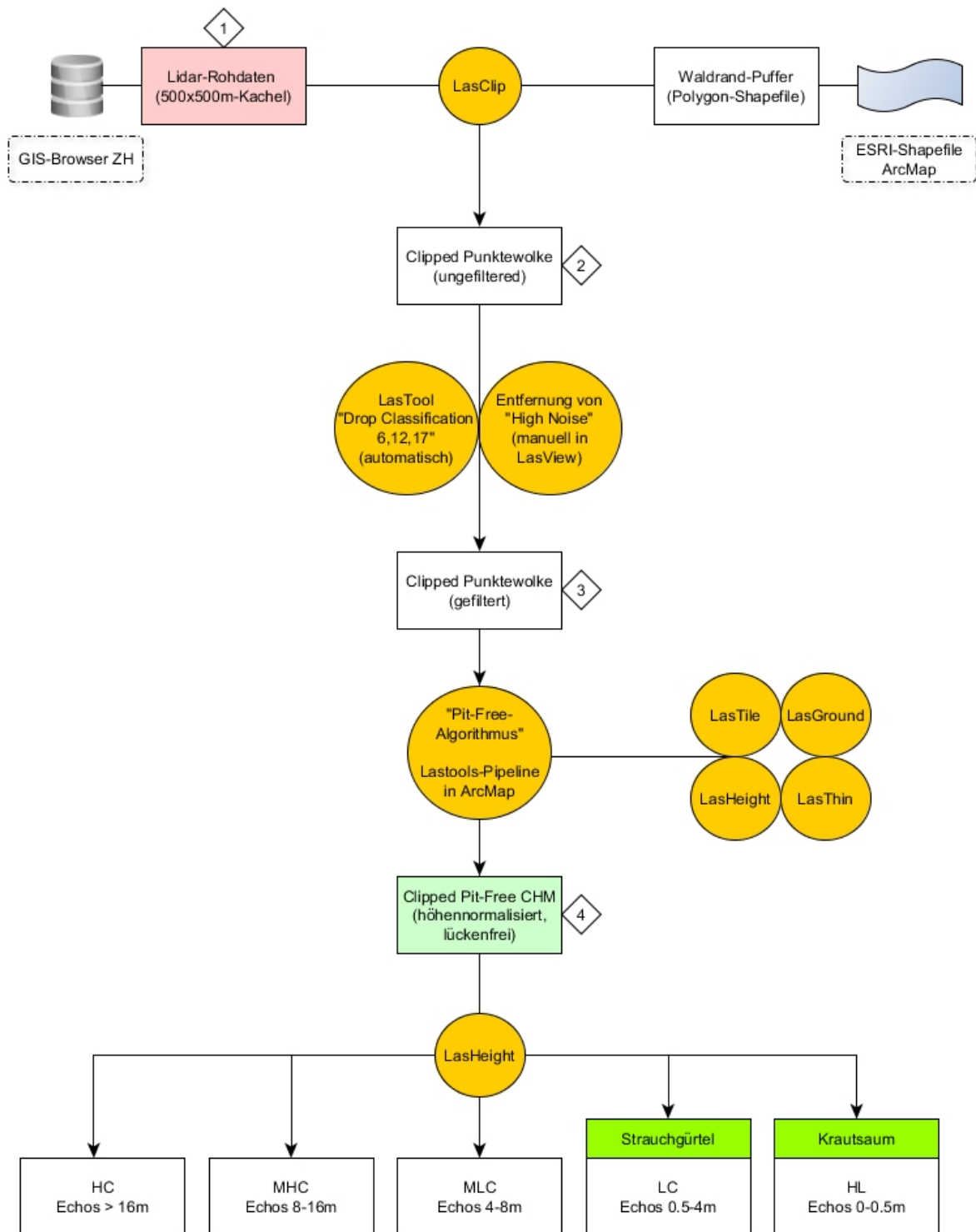


Abbildung 3: Das Flussdiagramm illustriert den linearen Prozessablauf von der rohen Lidar-Kachel (1) zum verschnittenen Pit-Free Canopy Height Model (4). Rechtecke symbolisieren Input/Output-Daten, Kreise die angewendeten Programmschritte. Der Algorithmus «PitFree-Canopy Height Model» besteht aus mehreren Modulen, welche nacheinander ausgeführt werden. Das Endprodukt (Clipped Pit-Free CHM) ist nun bereit für die Stratifikation und Berechnung der Strukturattribute (siehe nächstes Kapitel).

3.3 Berechnung der Lidar-Struktur-Attribute

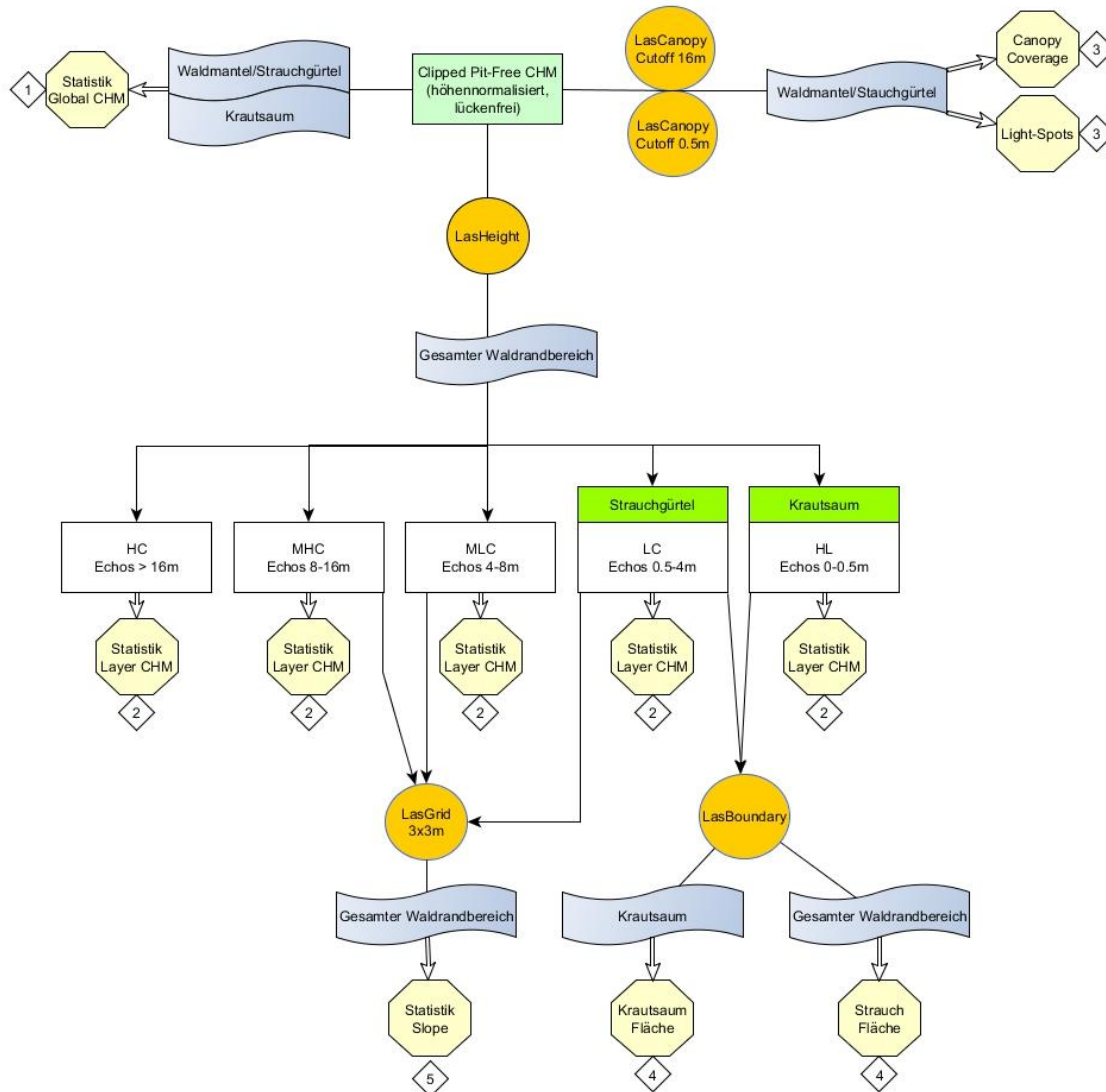


Abbildung 4: Das Flussdiagramm illustriert die Attributen-Extraktion aus dem Pit-Free CHM und dazugehörige Programmschritte. Oktagone symbolisieren statistische Outputs.

Insgesamt wurden fünf Variablengruppen gebildet (siehe Tabelle 13):

- Globale Vegetationsstatistik (1) betrachtet die gesamte Vegetationsschicht als *eine* Einheit, unterscheidet aber nach Krautsaum- und Strauchgürtel/Waldmantelpolygon.
- Die Stratifikation nach Layers (Tabelle 12) liefert Kenngrößen der einzelnen Vegetationsschichten (2) im *gesamten* Waldrandbereich (Belaubungsdichte).
- Bedeckungsgrad und Lichte Flächen bilden die dritte Variablengruppe (3). Es wird nur das Waldmantel/Strauchgürtelpolygon betrachtet.
- Die Berechnung der horizontalen Ausdehnungen von Strauchgürtel und Krautsaum wird in die vierte Gruppe (4) gepackt. Die Strauchgürtelfläche wird für den gesamten Waldrandbereich gerechnet, hingegen die Krautsaumfläche nur im Krautsaumpolygon.
- Als letztes folgt die Berechnung der Vegetationsneigung (5) über den gesamten Waldrandbereich.

Tabelle 13: Übersicht über ausgewertete Lidar-Strukturattribute. Beige markierte Felder symbolisieren die Zielgrößen für die statistische Auswertung. Die Variablen­gruppe IV besteht aus zwei Untergruppen - Strauchgürtelfläche (IV-a) und Krautsaumfläche (IV-b).

Variablen-Gruppe	Datenbasis, Auflösung und räumliche Begrenzung	Attribut	Einheit	Definition / Berechnung	Beschreibende Messgrößen
I	pitFree-CHM, ohne Bodenpunkte, 1x1m, unterteilt nach • Krautsaumpolygon (20m Puffer) • Strauchgürtelpolygon (30m Puffer) • Gesamtes Polygon (50m Puffer)	Mittlere Vegetationshöhe	m	Mittlerer Höhenwert aller Echos im CHM	Belaubungs-Heterogenität der gesamten Vegetationsschicht, unterteilt nach horizontal definierten Zonen (Krautsaum, Strauchgürtel/Waldmantel und Total)
		Maximale Vegetationshöhe	m	Maximaler Höhenwert aller Echos im CHM	
		Standardabweichung der Vegetationshöhe	m	Standardabweichung aller Echos im CHM	
		Anzahl Echos	#	Total Echos im CHM	
II a-c	pitFree-CHM, ohne Bodenpunkte, 1x1m Stratifizierte Layers, gesamtes Polygon (50m Puffer)	Punkt­dichte	Pkt./m ²	Registrierte Punkte pro Quadratmeter im CHM	Belaubungs-Heterogenität für einzelne Höheng­schichten
		Standardabweichung pro Vegetationslayer	m	Standardabweichung pro Stratum	
		Anzahl Echos	#	Totale Echos pro Stratum	Belaubungsdichte innerhalb einer Höheng­schicht
		Punkt­dichte pro Vegetationslayer	Pkt./m ²	Registrierte Punkte pro Quadratmeter pro Stratum	
		Proportion HL	%	Anteil der HL-Echos an der Gesamtzahl der Echos im CHM	
		Proportion LC	%	Anteil der LC-Echos an der Gesamtzahl der Echos im CHM	
		Proportion MLC	%	Anteil der MLC-Echos an der Gesamtzahl der Echos im CHM	
Proportion MHC	%	Anteil der MHC-Echos an der Gesamtzahl der Echos im CHM	Anteil der tiefen Layer (Gebüsch) an der gesamten Oberfläche des Wald­rands		
Proportion HC	%	Anteil der HC-Echos an der Gesamtzahl der Echos im CHM			

III a,b	pitFree-CHM, inkl. Bodenpunkte 1x1m Waldmantel-Strauchgürtelpolygon (30m-Puffer)	Canopy Cover (CC)	%	Anzahl Echos > 16m, dividiert durch alle Punkte im CHM, <i>inklusive Bodenpunkte</i> 0 %= Totale Absorption 100 %= Totale Durchlässigkeit	Prozentualer Flächenanteil der Lücken in der obersten Vegetationsschicht, innerhalb des Waldmantel-Strauchgürtelpolygons	
		Canopy Cover Gap Size	#	Total Anzahl Lücken >20m ²	Anzahl der Lücken >20m ² in der obersten Vegetationsschicht, innerhalb des Waldmantel-Strauchgürtelpolygons	
		Canopy Cover Gap Size Max.	m ²	Grösste registrierte Vegetationslücke		
		Light Spots (LS)	%	Anzahl Echos > 0.5m, dividiert durch alle Punkte im CHM, <i>inklusive Bodenpunkte</i> 0 %= Totale Absorption 100 %= Totale Durchlässigkeit	Prozentualer Flächenanteil der Lücken, die bis zum Boden reichen innerhalb des Waldmantel-Strauchgürtelpolygons	
	Light Spots Gap Size	#	Total Anzahl Lücken > 20m ²	Anzahl der Lücken >20m ² , die bis zum Boden reichen, innerhalb des Waldmantel-Strauchgürtelpolygons		
	Light Spots Gap Size Max.	m ²	Grösste registrierte Vegetationslücke	Fläche der grössten Lücke, die bis zum Boden reicht, innerhalb des Waldmantel-Strauchgürtelpolygons		
	IV a	LC-Layer, 1x1m gesamtes Polygon (50m Puffer)	Strauchgürtelfläche (Area LC)	m ²	Strauchgürtel-Fläche LC-Echos (0.5-4m), welche sich innerhalb einer horizontalen Minimaldistanz von 3m befinden und maximal 3m vom Waldrandvektor entfernt sind, bilden ein Strauchgürtel-Polygon («Patch»)	Anteil der Strauchschicht an der Gesamtfläche (gesamter Waldrandbereich)

		Proportion Area LC	%	Anteil der Strauchgürtel-Fläche an der Gesamtfläche des gesamten Polygons	
		LC-Patches	#	Anzahl gebildete Strauchgürtel-Polygone	
		Mittlere LC-Patchgrösse	m ²	Mittlere Grösse der Strauchgürtel-Patches	
		Maximale LC-Patchgrösse	m ²	Grösste zusammenhängende Strauchgürtelfläche	
IV b	HL-Layer, 1x1m	Krautsaumfläche (Area HL)	m ²	HL-Echos (0-0.5m), welche sich innerhalb einer horizontalen Minimaldistanz von 0.5m befinden, bilden ein Krautsaum-Polygon («Patch»)	Anteil des Krautsaums an der Gesamtfläche im äusseren Waldrandbereich (Krautsaumpolygon)
	Krautsaum-Polygon (20m Puffer)	HL-Patches	#	Anzahl gebildete Strauchgürtel-Polygone	
		Mittlere HL-Patchgrösse	m ²	Mittlere Grösse der Krautsaum-Patches	
		Maximale HL-Patchgrösse	m ²	Grösste zusammenhängende Strauchgürtelfläche	
V	LC, MLC und MHC-Layer (0.5-16m), 3x3m, unterteilt nach		°	Mittlere Neigung über die gesamte -Oberfläche (LC+MLC+MHC)	Mittlere Neigung des Kronendachs im Bereich zwischen 0.5 und 16m Höhe
	• Slopeklasse 1 (0-30°)	Vegetationsneigung	%	Rasterflächen mit Neigung >60°, dividiert durch die Gesamtfläche	Prozentualer Anteil steiler Bereiche des Kronendachs im Bereich zwischen 0.5 und 16m Höhe
	• Slopeklasse 2 (30-60°)		m ²	Rasterflächen mit Neigung von 30°60°, dividiert durch die Gesamtfläche	Prozentualer Anteil der mittelsteilen Bereiche des Kronendachs im Bereich zwischen 0.5 und 16m Höhe
• Slopeklasse 3 (>60°)					
• Total					

3.4 Feldvalidierung

Die abschliessende im Feld durchgeführte Evaluation soll Aufschluss darüber geben, ob eine «klassische» Waldrandbewertung im Feld dieselben Resultate liefert wie sie die Lidar-Attribute hergeben. Dazu wurde in jedem Forstrevier ein Waldrandpaar zufällig ausgewählt (mit www.random.org) und nach dem Krüsi-Schlüssel bewertet. Total ergab das ein Sampleauswahl von 24 Waldränder (12 behandelt, 12 unbehandelt).

Vor jeder Feldbegehung fand eine Planung über die genaue Positionierung der Stichprobenpunkte statt, also diejenigen Punkte auf der 100m-Beurteilungslinie, an welchen die Beurteilungstreifen (Transekte zum Wald hin) gelegt werden sollen. Dabei wurde geachtet, dass sich diese möglichst in unregelmässigen Abständen befinden, so dass systematische Effekte wie Buchtenhiebe nicht das Resultat verfälschen.

Gemessen wurden total 10 Merkmale:

- Sämtliche 6 Kriterien aus dem Hauptteil
- 2 Kriterien aus dem Ergänzungsteil, nämlich Verzahnungsgrad und Kleinstrukturen
- Zusätzlich Kronendachneigung und Anzahl Lücken (beides nicht Teil des Krüsi-Schlüssels)

Die Messungen erfolgten klassisch mit einem Rollmassband und Zollstock. Letzteres war für die Festlegung der Grenze «Strauchgürtel-Wirtschaftswald» sehr effektiv: Bäume konnten somit schnell beurteilt werden, ob sie bereits zum Wirtschaftswald gehören (Durchmesser auf Brusthöhe > 16cm). Am meisten Mühe bereitete die Ausmessung des Verzahnungsgrades. Gerade in dichten, dornigen Abschnitten gestaltete sich das Unterfangen alles andere als einfach. Pragmatisch wurde in Schrittmass gemessen, ebenso die Strauchgürtel- und Krautsaumlänge, sowie Buchtenausdehnungen.

Die Resultate wurden für jeden Waldrandabschnitt separat eingetragen (Muster im Anhang A). Eine Punkteverteilung und finale Einstufung des Waldrandes nach Krüsi fand nicht statt, es wurden lediglich die gewonnenen Messgrössen festgehalten und einen kleinen Bericht zum Gesamteindruck notiert wie Umgebungsrelevante Faktoren (Nähe zu Siedlungen und Landwirtschaftszonen, Steilheit des Geländes, sonstige auffällige Merkmale).

4 Resultate und Interpretation

Insgesamt wurden aus 5 Variablen Gruppen 26 Strukturattributen statistisch ausgewertet. Die der statistischen Auswertungen zugrundeliegenden Werte (Berechnungsgrößen) und sämtliche daraus abgeleiteten Auswertungen liegen dem digitalen Appendix bei. Geprüft wurden die 26 Strukturattributen auf systematische Unterschiede in folgenden Kategorien:

- Unterschiede der Attribute zwischen «behandelten» und «unbehandelten» Samples.
- Unterschiede der Attribute zwischen den «Eingriffszeitpunkten» (2010, 2011, 2012, 2013 und 2014).
- Unterschiede der Attribute bezüglich der «Exposition» der Waldränder (Nord, Nordost, Nordwest, Ost, West, Südost, Südwest und Süd).

4.1 Sampling-Vergleich nach «Behandelt» und «Unbehandelt»

Der Sampling-Vergleich von behandelten mit unbehandelten Waldrändern fand auf Basis eines gepaarten t-Testes statt. Dieser stellt fest, ob sich der Mittelwert pro Attribut in den Kategorien gleichen oder unterscheiden. Bei über der Hälfte der ausgewerteten Attribute (15 von 26) kann von einem signifikanten Unterschied ausgegangen werden (Konfidenzintervall von 95%, $p < 0.05$). Nachfolgend werden die Resultate der einzelnen Variablen Gruppen präsentiert und kurz resümiert.

4.1.1 Variablen Gruppe 1: Belaubungsheterogenität für CHM

Tabelle 14: «Behandelt vs. «Unbehandelt»: Statistik-Output für Variablen Gruppe 1 (CHM)

Variablen Gruppe	Attribute	p-Wert
I	Heterogenität der Oberhöhe (Innen)	0.049
CHM	Heterogenität der Oberhöhe (Aussen)	0.042

Werden behandelte und unbehandelte Waldränder über den gesamten Waldrandbereich verglichen, so findet sich keine statistisch signifikante Veränderung (Mittelwerte sind praktisch identisch). Unterteilt man die Auswertung hingegen in zwei verschiedene Pufferzonen, so sind die Unterschiede signifikant. Dabei lässt sich festhalten, dass die CHM-Heterogenität nach Innen von behandelten Waldrandabschnitten leicht höher ist als von unbehandelten Waldrandabschnitten. Für den äusseren Bereich ist es gerade umgekehrt: Behandelte Waldränder haben eine leicht niedrigere Heterogenität im Krautsaubereich als unbehandelte Waldränder (Abbildung 5, z-transformiert).

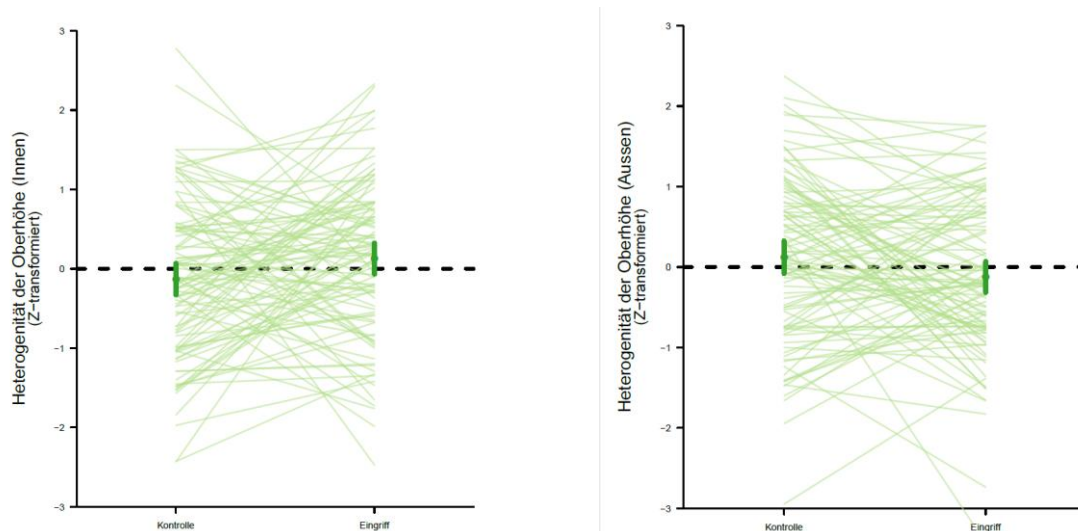


Abbildung 5: Z-transformierter Vergleich der Oberhöhenheterogenität Innen (links) vs. Aussen (rechts). Auf beiden Seiten (behandelt = Eingriff, unbehandelt = Kontrolle) ist die Bandbreite der Mittelwertabweichung (Abstand von der gepunkteten Linie) recht gross. Der Vertrauensbereich (grüner Balken) ist aber wegen der hohen Stichprobenanzahl (200) sehr eng, was die Aussagekraft des p-Wertes noch verstärkt. Unterschiedlicher Stichprobenumfang wirken sich also auf die Breite des Vertrauensbereichs aus, wobei gilt: Je grösser die Stichprobe, desto enger der Vertrauensbereich

4.1.2 Variablengruppe 2: Belaabungsheterogenität für einzelne Vegetationshöhenstufen

Tabelle 15: «Behandelt» vs. «Unbehandelt»: Statistik-Output für Variablengruppe 2 (Layers)

Variablengruppe	Attribute	p-Wert
II Layers	Anteil Gebüsch an Oberfläche des Waldrands (LC)	0.01
	Anteil Gebüsch an Oberfläche des Waldrands (MLC)	0.006
	Belaubungsdichte (HC)	0
	Belaubungsdichte (MHC)	0.027

Strauchschicht-Layer (LC, bis 4m) und mittelhohe Vegetationslayer (MLC, bis 8m) in behandelten Waldränder sind signifikant stärker ausgeprägt als in unbehandelten Waldränder: In den behandelten LC und MLC-Layer werden signifikant mehr Echos registriert, was zu einem erhöhten prozentualen Anteil am Gesamt-CHM führt («Anteil Gebüsch an der Oberfläche des Layers»). Hingegen ist die Belaabungsdichte im höchstgelegenen Layer (HC, >16m) bei behandelten Waldränder signifikant tiefer. In diesen Schichten werden also weniger Echos registriert als in unbehandelten Waldrandabschnitten.

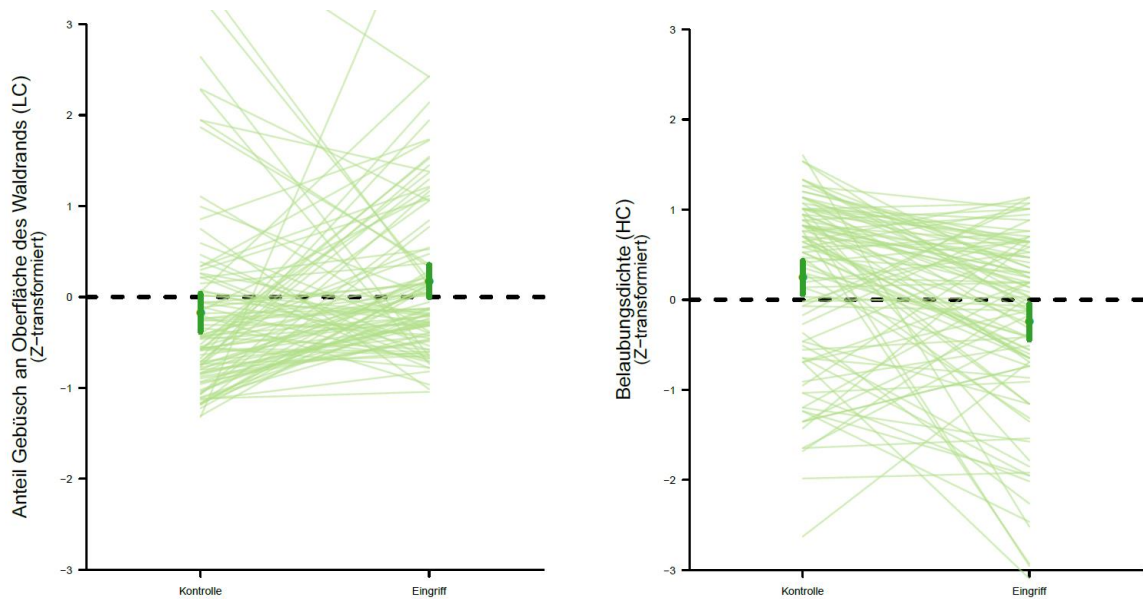


Abbildung 6: Z-transformierte Darstellung von «Anteil Gebüsch an der Oberfläche des Waldrands» im Bereich 0.5-4m (links) und «Belaubungsdichte der Vegetationsschicht» im Bereich >16m (rechts).

4.1.3 Variablengruppe 3: Vegetationslücken und Lichte Flächen

Tabelle 16: «Behandelt» vs. «Unbehandelt»: Statistik-Output für Variablengruppe 3 (Vegetationsbedeckung und Bodenflächen mit Licht)

Variablengruppe	Attribute	p-Wert
III Canopy Coverage Light-Spots	Anteil Lücken oberste Veg.Schicht	0
	Anzahl Lücken oberste Veg.Schicht	0.041
	Anzahl Lücken bis Boden	0
	Anteil Flächen ohne Licht	0
	Anzahl Lücken >20m ²	0
	Fläche der grössten Lücke	0

Für sämtliche in dieser Variablengruppe zugehörigen Attributen konnten signifikante Unterschiede pro vergleichende Kategorie gefunden werden. Sowohl Anteil (Flächenprozent) als auch Anzahl Lücken in der oberen Vegetation und am Boden ist in behandelten Waldrändern deutlich erhöht. Hingegen ist der Anteil der Flächen *ohne* Licht signifikant höher in unbehandelten Waldrandabschnitten. Auch weisen behandelte Waldrandsamples eine grössere Anzahl Lücken > 20m² auf, und auch die grössten vorkommenden Lücken sind auf Flächen von behandelten Waldrandabschnitten zu finden. Unbehandelte Waldränder sind also signifikant weniger lichtdurchflutet, sowohl am Boden als auch in höheren Schichten.

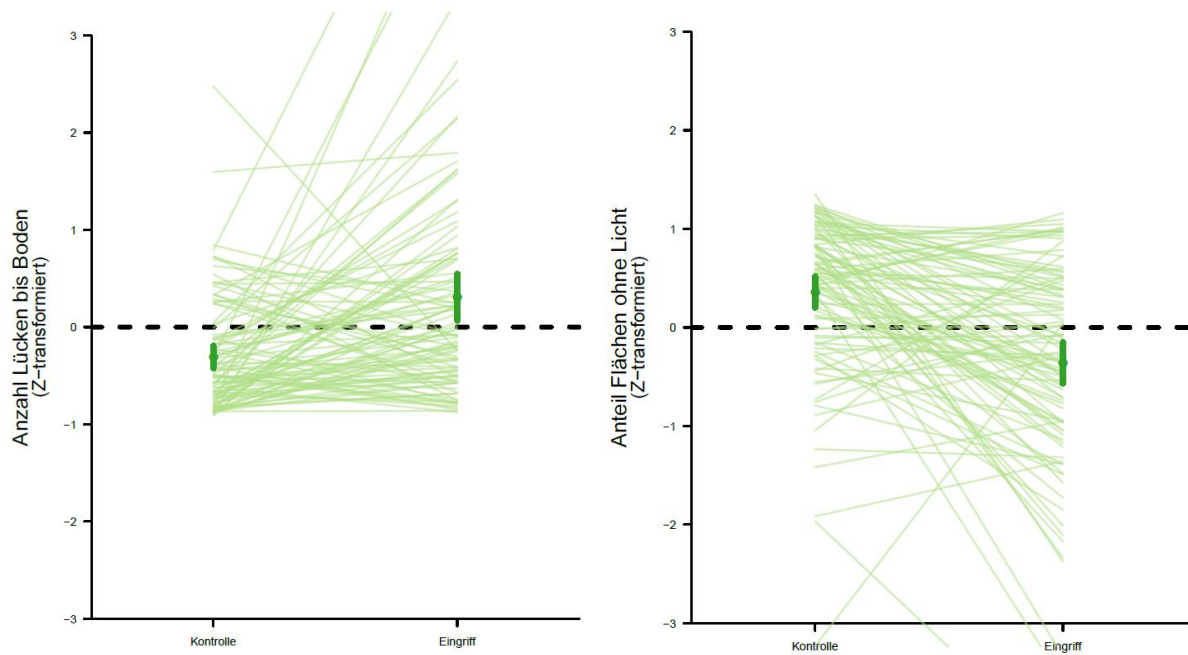


Abbildung 7: Z-Transformierte Darstellung von «Anzahl Lücke bis Boden» (links) und «Anteil Flächen ohne Licht» (rechts).

4.1.4 Variablengruppe 4: Flächenmässiger Anteil von Strauchgürtel und Krautsaum

In der Variablengruppe 4, welche Attribute zur Berechnung der horizontalen Ausdehnung von Strauchgürtel und Krautsaum betrachtet, findet sich keine signifikante Differenz. Zwar ist der Mittelwert für behandelte Waldrandsamples im Vergleich zu unbehandelten Samples leicht erhöht, für einen aussagekräftigen Trend ist der Unterschied aber zu schwach.

Tabelle 17: «Behandelt» vs. «Unbehandelt»: Statistik-Output für Variablengruppe 4 (Strauchgürtel und Krautsaumausdehnung)

Variablengruppe	Attribute	p-Wert
IV	Anteil Strauchschicht	0.689
Strauchgürtel und Krautsaumfläche	Anteil Krautsaum	0.74

4.1.5 Variablengruppe 5: Vegetationsneigung

Tabelle 18: «Behandelt» vs. «Unbehandelt»: Statistik-Output für Variablengruppe 5 (Vegetationsneigung)

Variablengruppe	Attribute	p-Wert
V Slope	Mittlere Neigung Kronendach	0.012
	Anteil steile Bereiche Kronendach	0.033
	Anteil mittelsteile Bereiche Kronendach	0.013

Auch hier sind für alle Attribute der Variablengruppe «Vegetationsneigung» signifikante Unterschiede zu verzeichnen. Am deutlichsten für das Merkmal «Mittlere Neigung», wobei sich dieser Wert wieder relativiert, wenn man sich die absoluten Zahlen vor Augen führt: Durchschnittlich unterscheiden sich behandelte und unbehandelte nur um 1° (1.036°, siehe Tabelle 21). Dennoch scheint der Trend klar dahingehend, dass behandelte Waldrändern mehr sehr steile Flächen (>60°) als auch mehr mittelsteile Flächen (30°-60°) aufweisen als unbehandelte Waldränder.

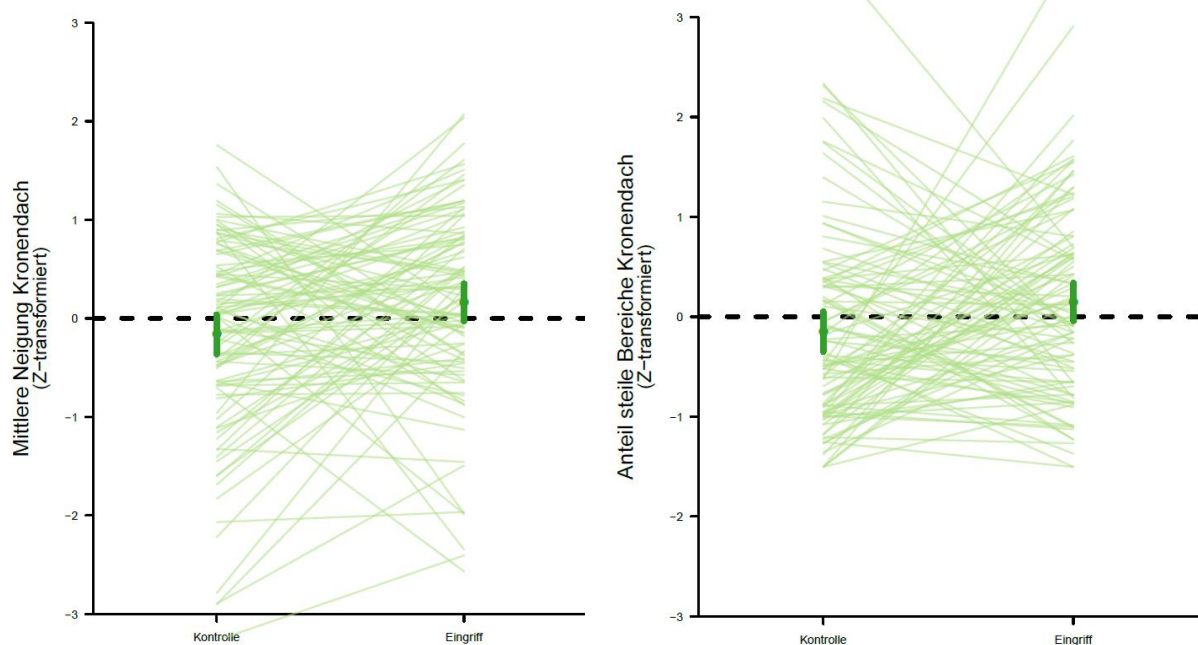


Abbildung 8: Z-Transformierte Darstellung von «Mittlere Neigung Kronendach» (links) und «Anteil steile Bereiche Kronendach» (rechts).

4.2 Sampling-Vergleich nach Eingriffsdatum «2010-2014»)

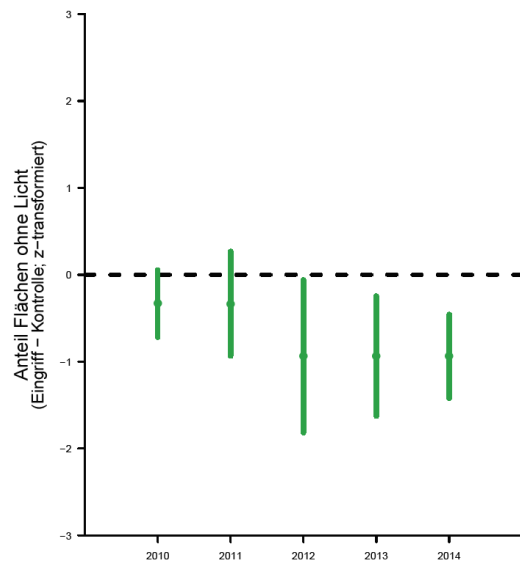
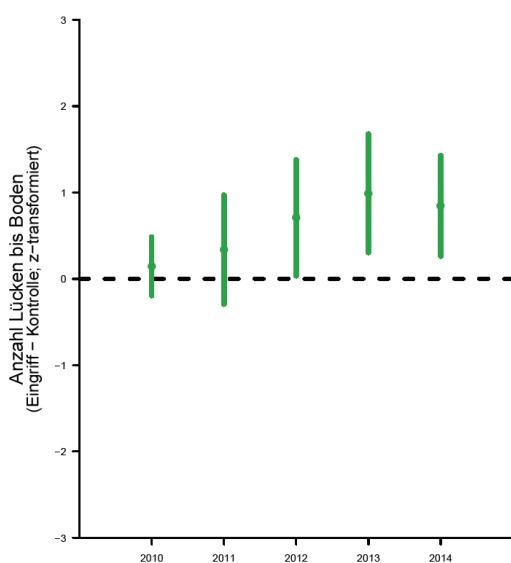
Ein gepaarter t-Test für unabhängige Stichproben soll Klarheit schaffen, ob der Attributmittelwertunterschied zwischen behandelten und unbehandelten Samples im Zeitraum 2010 bis 2014 systematisch zu- oder abnimmt. Das Konfidenzintervall beträgt auch hier 95%, $p < 0.05$.

Ein Beispiel zum Verständnis: Wir haben festgestellt, dass sich behandelte und unbehandelte Waldränder grundsätzlich signifikant unterscheiden bezüglich Lichte Flächen am Boden. Nun könnte man vermuten, dass dieses Attribut besonders stark ausgeprägt ist nach einem frischen Eingriff, also im Jahr 2014 noch mehr Lichte Flächen in aufgewerteten Waldrändern zu beobachten sind und der schon existierende signifikante Mittelwertunterschied zu unbehandelten Waldränder mit dem zeitlichen Verlauf noch grösser wird. Somit gäbe es ein Trend von 2010 (bereits viele Lichte Flächen vorhanden) zu 2014 (noch mehr Lichte Flächen vorhanden).

Tatsächlich ist die Variablengruppe 3 die einzige, in der sich ein statistisch signifikanter Trend für drei von vier Attributen festmachen lässt.

Tabelle 19: Untersuchung des systematischen Trends von 2010 bis 2014 für Attribut «Vegetationsbedeckung» und «Bodenflächen mit Licht».

Variablengruppe	Attribute	p-Wert
III	Anzahl Lücken bis Boden	0.03
	Anteil Flächen ohne Licht	0.032
	Canopy Coverage	0.054
	Light-Spots	0.144
	Anzahl Lücken >20m ²	0.144



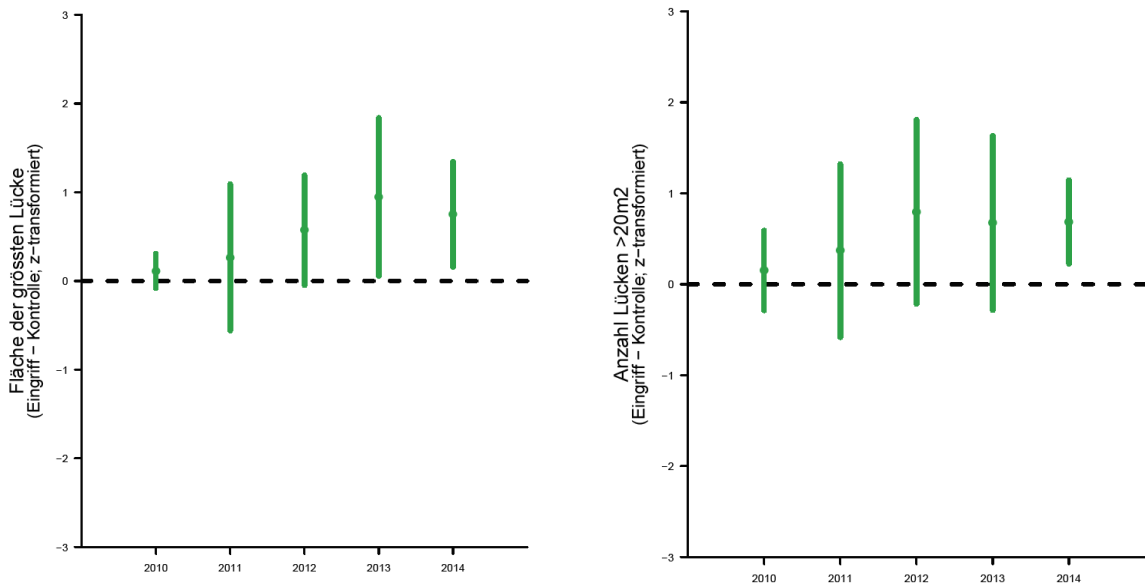


Abbildung 9: Z-transformierte Darstellung von «Anzahl Lücken bis Boden» (oben links), «Anzahl Flächen ohne Licht» (oben rechts), «Fläche der grössten Lücke» (unten links) und «Anzahl Lücken >20m²» (unten rechts). Der klarste Trend ist betreffend «Anzahl Lücken am Boden» und «Anteil Flächen ohne Licht» auszumachen. Ein schwacher Trend wird für Flächen der grössten Lücke und Anzahl Lücken über 20m² gerechnet, allerdings nur mit einem reduzierten Vertrauensintervall von 85% (p-Wert = 0.144).

Reduziert man das Vertrauensintervall auf 90% herunter ($p < 0.1$), so findet sich in der Variablengruppe «Layers» ein weiteres Attribut, welches einen leichten Trend zwischen den Eingriffsjahren zeigt. Die Heterogenität der Vegetationsschicht zwischen 8-16m gibt mit einem p-Wert von 0.092 einen schwachen Trend an, dass sich die mittleren Unterschiede bezüglich Heterogenität in diesem Höhenbereich über die Jahre hinweg verändert hat.

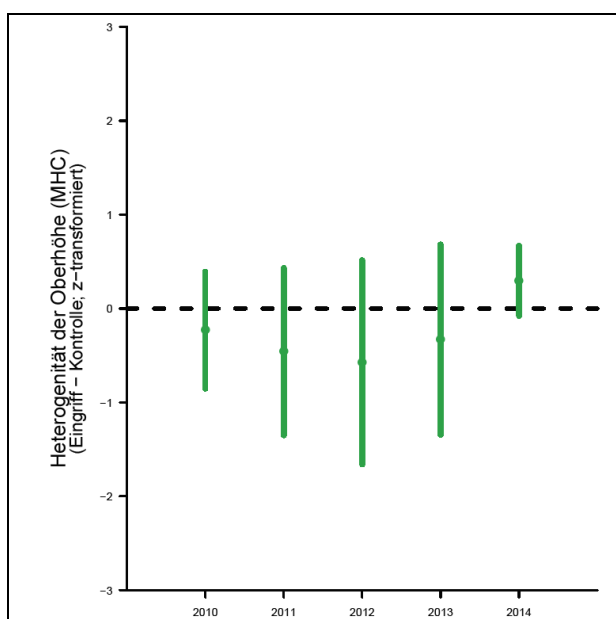


Abbildung 10: Z-Transformierte Darstellung von Heterogenität der Oberhöhe (MHC).

4.3 Sampling-Vergleich nach Waldrand-Exposition

Für diese Untersuchung wurden sechs Expositionskategorien geschaffen. Getestet wurde mit einer Varianzanalyse, ob sich die Attributmittelwerte zwischen den sechs Expositionskategorien signifikant unterscheiden. Dieser Teil der Statistik muss mit Vorsicht genossen werden, da die Sampling-Auswahl nicht gleichmässig verteilt ist: Besonders nordexponierte Waldränder sind stark untervertreten, während südexponierte Waldränder übervertreten sind, was sich in breiteren Vertrauensbereiche niederschlägt.

Signifikante Unterschiede konnten in den Variablengruppen 1 (CHM-Heterogenität) und 3 (Bedeckungsgrad und Lichte Flächen) innerhalb eines Konfidenzintervall von 95% ($p < 0.05$) ausfindig gemacht werden. Schränkt man das Vertrauensintervall auf 90% ein ($p < 0.1$), so findet sich auch in der Variablengruppe 2 (Layers) und 5 (Vegetationsneigung) Attribute, die sich bezüglich Exposition signifikant unterscheiden.

Tabelle 20: Ergebnis «Waldrand-Exposition» mit Variablengruppe.

Variablengruppe	Attribute	p-Wert
I	Heterogenität der Oberhöhe (Innen)	0.032
CHM	Heterogenität der Oberhöhe (Total)	0.063
III	Anteil Flächen ohne Licht	0.046
Canopy Coverage Light-Spots	Anzahl Lücken bis Boden	0.099
II	Belaubungsdichte (LC)	0.11
Layers		
V	Anteil mittelsteile Bereiche Kronendach	0.114
Slope		

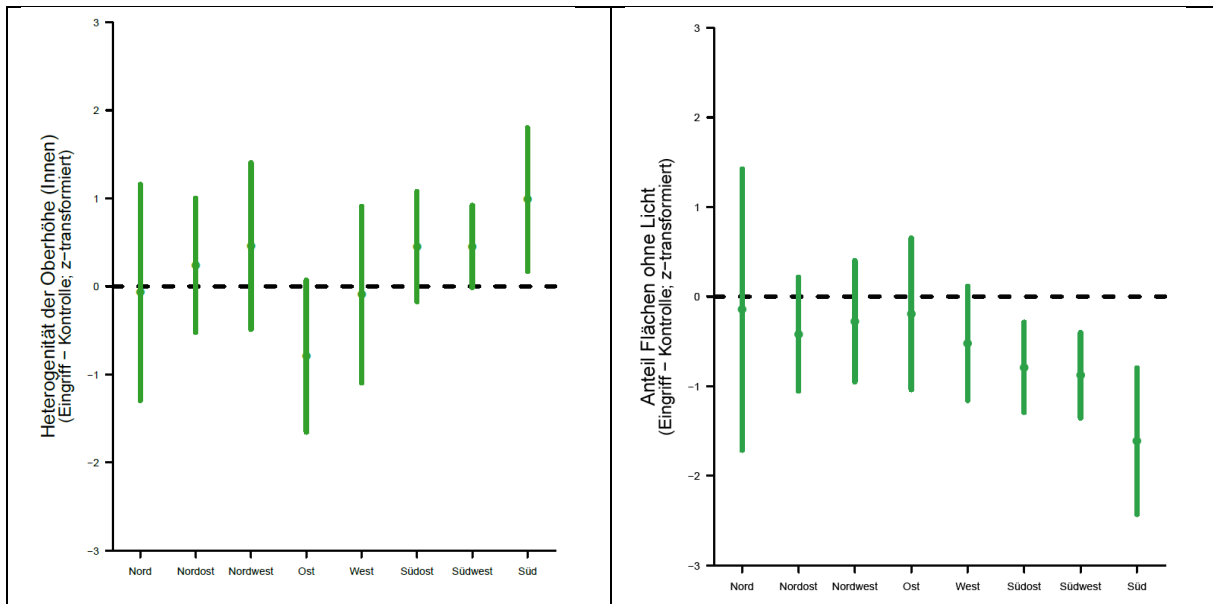


Abbildung 11: Z-Transformierte Darstellung von «Heterogenität der inneren Oberhöhe» (links) und «Anteil Flächen ohne Licht» (rechts).

Ostwaldränder scheinen eine generell tiefere Waldmantel-Heterogenität aufzuweisen als Südwaldränder. Laut Statistik sind die ausgewerteten Nordwaldränder am wenigsten lichtdurchflutet (dickes Kronendach), während die Südwaldränder diesbezüglich am besten abschneiden. Dennoch ist der Vertrauensbereich für die Nordwaldrand-Samples wegen der niedrigen Anzahl sehr breit, das Resultat muss also mit Vorsicht betrachtet werden. Dennoch ist der Abstand der Südwaldränder im Vergleich zu anderen Expositionskategorien beachtlich. Dies gilt auch für die Anzahl Lücken bis Boden und Gesamtheterogenität der Oberhöhe. Betrachtet man die Gesamtheterogenität, bestätigt sich die Aussage von oben: Ostwaldränder sind im Schnitt homogener aufgebaut als die restlichen Kategorien.

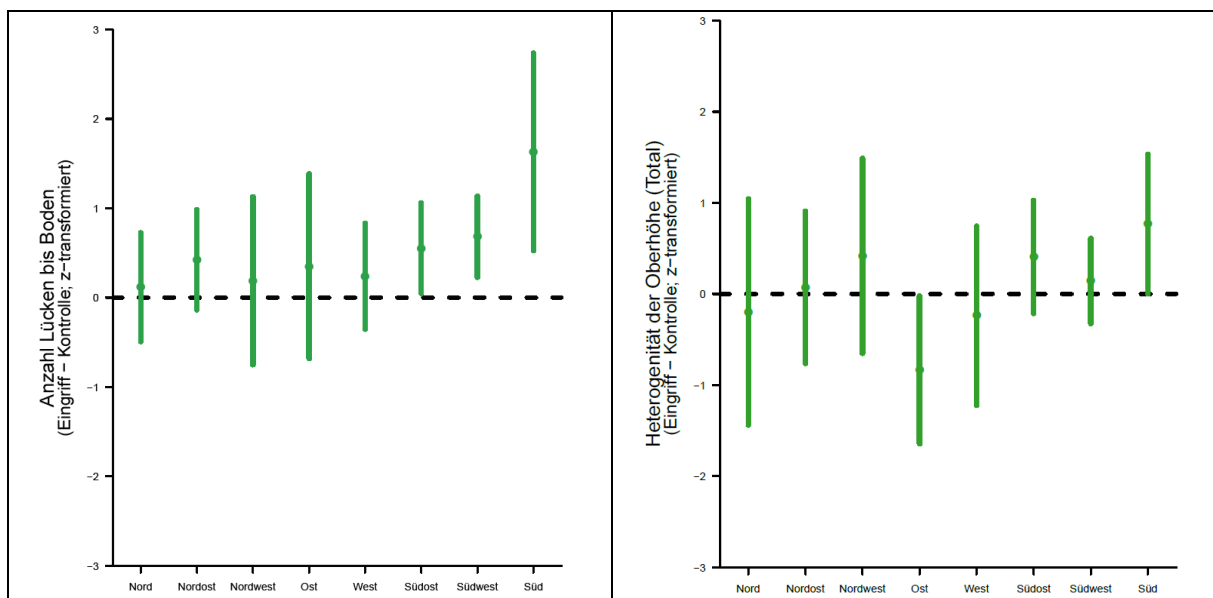


Abbildung 12: Z-Transformierte Darstellung von «Anzahl Lücken bis Boden» (links) und «Gesamtheterogenität der Oberhöhe» (rechts).

Tabelle 21: Statistik-Auswertung, aufgelistet nach Variablengruppe und darin enthaltene Lidar-Strukturattribute (Messgrößen).
p1 = Signifikanz für «behandelt» vs. «unbehandelt», p2= Signifikanz für Eingriffsdatum, p3=Signifikanz für Exposition.
Grün: p<0.05, Orange: p<0.1

Variablengruppe	Messgrösse	Unbehandelt	Behandelt	Effekt	p1	p2	p3
I CHM	Heterogenität der Oberhöhe (Total)	9.45	9.65	0.201	0.459	0.621	0.063
	Heterogenität der Oberhöhe (Innen)	8.72	9.27	0.558	0.049	0.454	0.032
	Heterogenität der Oberhöhe (Aussen)	8.15	7.59	-0.557	0.042	0.192	0.538
II a Layers	Heterogenität der Oberhöhe (HC)	4.61	4.38	-0.234	0.084	0.941	0.245
	Heterogenität der Oberhöhe (HL)	0.09	0.09	0.002	0.611	0.261	0.318
	Heterogenität der Oberhöhe (LC)	0.93	0.94	0.009	0.329	0.582	0.502
	Heterogenität der Oberhöhe (MHC)	2.26	2.25	-0.013	0.42	0.092	0.437
	Heterogenität der Oberhöhe (MLC)	1.16	1.15	-0.002	0.783	0.503	0.69
II b Layers	Anteil Gebüsch an Oberfläche des Waldrands (LC)	7.48	9.7	2.222	0.01	0.783	0.208
	Anteil Gebüsch an Oberfläche des Waldrands (MLC)	6.55	8.31	1.76	0.006	0.877	0.318
II c Layers	Belaubungsdichte (HC)	13.03	12.18	-0.851	0	0.732	0.284
	Belaubungsdichte (HL)	1.89	2.27	0.378	0.15	0.89	0.208
	Belaubungsdichte (LC)	2.11	2.44	0.33	0.169	0.835	0.11
	Belaubungsdichte (MHC)	4.78	5.43	0.651	0.027	0.63	0.854
	Belaubungsdichte (MLC)	2.05	2.39	0.343	0.062	0.916	0.381
V Vegetationsneigung	Mittlere Neigung Kronendach	29.39	30.43	1.036	0.012	0.851	0.087
	Anteil steile Bereiche Kronendach	0.02	0.02	0.004	0.033	0.325	0.351
	Anteil mittelsteile Bereiche Kronendach	0.45	0.48	0.026	0.013	0.953	0.114
III Canopy Cover und Light Spots	Anteil Lücken oberste Veg.Schicht	26.48	39.21	12.734	0	0.486	0.28
	Anzahl Lücken oberste Veg.Schicht	5.63	6.51	0.88	0.041	0.543	0.333
	Anzahl Lücken bis Boden	3.83	7.73	3.894	0	0.03	0.099
	Anteil Flächen ohne Licht	87.38	78.43	-8.945	0	0.032	0.046
	Anzahl Lücken >20m2	1.74	3.11	1.37	0	0.144	0.227
	Fläche der grössten Lücke	58.11	151.2	93.09	0	0.054	0.156
IV Strauchgürtel und Krautsaumfläche	Anteil Strauchschicht	12.97	13.63	0.654	0.689	0.346	0.213
	Anteil Krautsaum	4.71	5.08	0.373	0.74	0.277	0.837

4.4 Resultate der Feldvalidierung

Die im Feld erhobenen Daten wurden mit den zugehörigen Lidar-Attributen verglichen und auf Korrelation getestet. Zusätzlich wurde wiederum ein gepaarter t-Test unter den im Feld vermessenen Waldrandabschnitte (Mittelwertvergleich zwischen behandeltem und unbehandeltem Sample) durchgeführt. Je nach Feldindikator wurden mehrere Lidar-Attribute in die Korrelationsberechnung miteinbezogen (siehe Tabelle 22). Insgesamt wurden 6 Feldindikatoren mit 11 Lidar-Attributen auf Korrelation getestet.

Folgende vier Indikatoren nach dem Krüsi-Schlüssel konnten nicht ausgewertet werden, da sich keine geeignete Lidar-Variable als Vergleich angeboten hat: Strauchgürtel- und Krautsaumlänge entlang des Waldrandabschnittes, Verzahnungsgrad und Tiefenausdehnung des Waldrandes.

Tabelle 22: Vergleich von erhobenen Feld-Indikatoren nach Krüsi mit Lidar-Attributen.

* = $p < 0.05$, ** = $p < 0.1$.

Feld-Indikator	Lidar-Attribute	p-Wert	Pearson-Korrelation
Strauchgürteltiefe [m]	Anteil Gebüsch an der Oberfläche des Waldrandes (LC)	0.311	0.22
	Anteil Gebüsch an der Oberfläche des Waldrandes (MLC)	0.327	0.21
	Anteil Strauchschicht an der Gesamtfläche	0.778	0.06
Krautsaumtiefe [m]	Anteil Krautsaum an der Gesamtfläche	0.931	-0.02
Steigung [°]	Mittlere Neigung Kronendach	0.009*	-0.52
	Anteil steiler Bereiche im Kronendach (>60°)	0.088**	-0.36
	Anteil mittelsteiler Bereiche im Kronendach (30°-60°)	0.022*	-0.46
Belaubungsdichte [%]	Belaubungsdichte (LC)	0.547	0.13
Anzahl Lücken	Anzahl Lücken > 20m ²	<0.001*	0.69
Lücke Flächen [m ²]	Fläche der grössten Lücke	0.156	0.30
	Anzahl Lücken bis Boden	0.091**	0.35

Vor allem die Feld-Indikatoren «Steigung», «Anzahl Lücken» und «Grösse der Lücken» weisen einen signifikanten Unterschied zwischen behandeltem und unbehandeltem Waldrandabschnitt auf. Hingegen sind betreffend Strauchgürtel- und Krautsaumausprägung keine statistisch signifikanten Unterschiede ausgemacht worden. Auch der Indikator «Belaubungsdichte» scheint gleichmässig ausgeprägt zu sein für beide Kategorien.

Das Ergebnis der Pearson-Korrelation liefert nur eine schwache, negative Korrelation zwischen dem Feldindikator «Steigung» und «Mittlere Neigung des Kronendachs» und eine leichte Korrelation zwischen den im Feld und Lidar-Punktewolke gemessenen Lücken. Zwischen allen anderen vergleichenden Indikatoren kein statistischer Zusammenhang erkennbar.

5 Diskussion

Auf die Ausgangsfrage zurückblickend, ob sich ein Set von Strukturparameter aus der Lidar-Punktwolke zusammenstellen lässt, welche sich zwischen einer Stichprobe von behandelten und unbehandelten Waldrändern unterscheiden, konnte anhand der statistischen Auswertung klar mit Ja beantwortet werden: Sowohl für vertikale als auch horizontal ausgeprägte Strukturmerkmale konnten Attribute ausfindig gemacht werden, welche sich signifikant zwischen aufgewerteten (Eingriff-Sample) und nicht-aufgewerteten Waldrandabschnitte (Kontroll-Sample) unterscheiden. In fast allen Variablengruppen ist mindestens ein Strukturattribut dabei, welches zwischen Kontroll- und Eingriffsstichprobe eine signifikante Differenz in der Ausprägung aufweist, mit Ausnahme von der Variablengruppe «Krautsaum- und Strauchgürtelfläche». Nachfolgend soll das Ergebnis jeder Variablengruppe zusammengefasst, mögliche Gründe aufgezeigt und potentielle Unsicherheiten besprochen werden.

5.1 Bewertung der Resultate in den Variablengruppen

5.1.1 Beurteilung der Variable «Belaubungsheterogenität für CHM»

Für den gesamten Waldrandabschnitt betrachtet ist die Heterogenität, also die mittlere Standardabweichung der Höhe vom Boden bis zum höchsten Punkt im Kronendach, zwischen aufgewerteten und nicht-aufgewerteten Waldrändern nicht signifikant unterschiedlich. Dies hat aber wohl einen methodischen Hintergrund: Durch die Einschliessung des Krautsaum-Puffers nach Aussen in die Berechnung kommen sehr viele tiefliegende Echos in die Statistik, was das Resultat verfälscht, da wir nur die höheren, für den Vergleich relevanten Vegetationseinheiten im Bereich Strauchgürtel und Waldmantel einbeziehen wollen. Dies wird bestätigt, wenn man die Statistik getrennt nach Pufferzonen ausführt: Einmal für den Strauchgürtel-Waldmantelbereich (30m nach Innen) und einmal für den Krautsaumbereich (20m nach Aussen). Für beide Einheiten sind die Unterschiede nun signifikant (Innen mit $p < 0.049$, Aussen mit $p < 0.042$). Dies erlaubt die Aussagen, dass im Schnitt behandelte Waldränder ein breiteres Mass an Standardabweichung für CHM-Höhen aufweisen, während unbehandelte diesbezüglich weniger Variabilität zeigen.

Ein Vergleich nach Eingriffsjahren erlaubt keine fundierte Aussage über einen Trend der Höhenvariabilität im CHM. Dies ist auch nicht weiter verwunderlich, da wir «erwachsene» Waldränder betrachten und keine Jungwälder. Diese Art der Untersuchung wäre höchstens für Flächen mit erfolgten Aufforstungsmassnahmen interessant, z.B. wie sich die Vegetation nach einem Naturereignis wieder erholt hat (Sukzessionswaldränder auf Windwurf-Flächen).

Betrachten wir die Waldränder getrennt nach Exposition, so lässt sich trotz unterschiedlicher Stichprobengrösse einen klareren Unterschied zwischen den einzelnen Kategorien festmachen: Nord- und Ostexponierte Waldränder haben eine unterdurchschnittliche Variabilität, während Nordwest- und Südwaldländer eine überdurchschnittliche Heterogenität aufzeigen. Dies gilt allerdings nur für den Inneren Waldrand und nicht für den Krautsaumbereich. Das Resultat wird von den restlichen Variablengruppen bestätigt und verstärkt den Eindruck, dass viele Attribute sensitiv auf Expositionen reagieren, z.B. Belaubbungsdichte oder Anteil Lichte Flächen.

5.1.2 Beurteilung der Variablen «Belaubbungsheterogenität für einzelne Layers»

Der innere Aufbau eines Waldrandes wird massgeblich durch die vertikalen Strukturen der einzelnen Vegetationshöhenstufen geprägt. Unterschiede in der Heterogenität der einzelnen Layers konnten keine festgestellt werden, ausser mit einem reduzierten Vertrauensintervall ($p < 0.084$) für die Schicht ab 16m, also für den höchsten Vegetationsbereich in einem Waldrand. Hier hat sich gezeigt, dass behandelte Waldränder eine tiefere Heterogenität aufweisen, was auch damit zusammenhängen dürfte, dass behandelte Waldränder generell tiefer sind als unbehandelte. Statistisch signifikant sind die Unterschiede von Anteil Gebüsch für die beiden Höhenstufen LC (0.05-4m) und MHC (4-8m). In behandelten Waldränder sind diese Schichten gut ausgeprägt, sie weisen mehr Vegetationselemente auf als unbehandelte Waldränder, was sich auch im Attribut «Belaubbungsdichte» widerspiegelt. Hingegen ist die Dichte im obersten Kronendach reduziert: Hier werden weniger Echos detektiert als auf der gleichen Höhenstufe in unbehandelten Waldrandabschnitten. Dies könnte ein Hinweis auf das generell lockere, lichtdurchflutende Kronendach sein, was sich in der Variablengruppe «Bedeckung und Lichte Flächen» auch zu bestätigen scheint.

In keinem einzigen Höhenstufen-Attribut scheint es einen klaren Trend bezüglich Eingriffsdatum zu geben. Man muss das Vertrauensintervall auf 90% runtersetzen, um in der Höhengschicht von 4-8m (MHC) eine leichte Tendenz zur gesteigerten Heterogenität festzustellen ($p < 0.092$). In den Jahren 2010-2013 stagniert die Heterogenität auf tiefem Niveau und erlebt im Jahr 2014, also im Jahr der Laser-Befliegung einen signifikanten Anstieg. Dies wäre das Indiz, dass Waldränder, die im Jahr 2014 einen Eingriff wiederfahren haben, besonders gut auf das Attribut ansprechen. Um diese Hypothese zu überprüfen, müsste man nun sämtliche «2014-Waldränder» isoliert betrachten und nochmals auf paarweise Unterschiede testen.

Expositionsfaktoren haben laut den statistischen Ergebnissen wenig bis gar keinen Einfluss auf die Vegetationshöhen-Struktur. Wiederum muss man das Vertrauensintervall senken, um ein geeignetes Attribut für die Erfassung eines signifikanten Unterschiedes zu finden. Die Belaubbungsdichte in der Strauchschicht-Höhe (0.05-4m) scheint noch am ehesten auf Exposition zu reagieren. Nord- und

Nordostwaldränder zeigen einen deutlich tieferen Belaubungsgrad als Waldränder mit südöstlicher, südwestlicher und südlicher Exposition. Wiederum muss betont werden, dass der unterschiedliche Stichprobenumfang die Aussagekraft des statistischen Outputs mindert. Dass Expositionen Einfluss auf Art und Ausprägung der Vegetation haben, ist in der Literatur unbestritten [29], [30].

5.1.3 Beurteilung der Variable «Vegetationslücken und Lichte Flächen»

In dieser Gruppe sind sämtliche Attribute als statistisch signifikant unterschiedlich bewertet worden. Dies führt uns zu der Schlussfolgerung, dass die eingangs gestellte Frage nach dem sich stärksten unterscheidbaren Strukturparameter mit «Vegetationslücken» und «Lichte Flächen» beantwortet werden kann. Die Attribute zur Messung von Lücken in der obersten Vegetationsschicht (>16m) und Lichtflächen auf Bodenhöhe unterscheiden sich durchgehend zwischen den verglichenen Waldrand-Samples. Die totale Anzahl der Lichtflächen am Boden ist in aufgewerteten Waldrändern doppelt so hoch (7.73 vs. 3.83), ebenso die Anzahl der grösseren Lichtflächen (>20m², 3.11 vs. 1.74). Die gemessene Fläche der grössten Lücke ist sogar im Schnitt dreimal so hoch (151.2 vs. 58.11). Konsequenterweise ist der Flächenanteil von schattigen Bereichen in unbehandelten Waldrändern erhöht, während im Gegensatz behandelte Waldränder im Schnitt deutlich weniger Schattenflächen aufweisen.

Geht es um die Tendenz, ob zeitlich weiter zurückliegende Aufwertungen sich gegenüber kürzlich ausgeführten Aufwertungen unterscheiden, so zeigen drei von sechs Attribute einen signifikanten Trend, nämlich steigende Anzahl Bodenlücken, erhöhte Fläche der grössten Bodenlücke und reduzierter Anteil der Flächen ohne Licht. Generell kann man sagen: Je jünger der Eingriff, desto mehr Lichtflächen auf dem Waldboden. Umgekehrt verhält es sich mit Flächen ohne Licht. Je jünger der Eingriff, desto weniger Schattenflächen werden gemessen.

Eine fundierte Aussage über den Einfluss der Exposition auf die Lichtverhältnisse lässt sich für das Attribut «Flächen ohne Licht» treffen: Südwaldränder weisen mit Abstand am wenigsten Schattenflächen auf, während vor allem auf nordexponierte und im geringeren Mass auch ostexponierte Waldränder einen deutlich höheren Anteil an lichtundurchlässigen Flächen gemessen wird. Dies wird bestätigt durch den Einbezug des Attributes «Anzahl Lücken bis Boden», allerdings unter dem Vorbehalt eines reduzierten Vertrauensintervalls ($p < 0.099$): Hier heben sich südexponierte Waldränder deutlich von den übrigen ab. Nordwaldränder schneiden aber nicht «schlechter» ab, sondern befinden sich auf dem selben Niveau wie z.B. südwestlich exponierte Abschnitte.

5.1.4 Beurteilung der Variable «Fläche von Strauchgürtel und Krautsaum»

Nach der Methodik der ökologischen Waldrandbewertung mit dem Krüsi-Schlüssel ist die Ausprägung des Krautsaums ein zentrales Element: 20% des ökologischen Wertes eines Waldrandes fällt auf dieses Kriterium. Gemäss [88:46] herrscht in diesem Teil des Waldrandabschnittes die grösste Artenvielfalt vor. Die räumliche Ausdehnung des Krautsaums ist deshalb von grossem Interesse. In dieser Arbeit muss leider festgestellt werden, dass mit den angewandten Methoden keine statistisch aussagekräftigen Ergebnisse zustande gekommen sind.

Der Krautsaum wurde an sich detektiert, die Frage ist nur, ob diese sehr tiefen Echos tatsächlich einem Krautsaum entsprechen, wie sie Ökologen und Forstmitarbeiter definieren. Dies dürfte beim Betrachten der Resultate stark angezweifelt werden: Die Attribute zur Messung von Strauchgürtel- und Krautsaumflächen scheinen weder einen signifikanten Unterschied zwischen behandelten und unbehandelten Waldrändern aufzuzeigen, noch kann ein zeitlicher Trend zwischen den Behandlungseingriffen festgestellt werden. Beide Samples weisen also einen gleichmässigen Flächenanteil von Strauchgürtel und Krautsaum auf. Die Lidar-Aufnahmen bescheinigen also sämtlichen untersuchten Vegetationseinheiten eine mehr oder weniger identische Ausprägung von Krautsaum und Strauchgürtel. Resultate aus der Praxis im Feld zeigen aber, dass es sehr wohl einen Unterschied geben muss. Dies lässt die Vermutung aufkommen, dass Lidar mit diskretem Aufnahmeverfahren für tieferliegende Vegetationsschichten, insbesondere für sehr dünne Layers wie eine Krautsaumschicht (0-0.5m) eher limitiert ist. Dies gilt erst recht für die Detektion von Kleinstrukturen wie stehendes oder liegendes Totholz. Vielversprechend in diesem Zusammenhang ist der Einsatz von Full-Waveform-Systemen, welche dank kontinuierlicher Pulsaufzeichnung eher in der Lage sind, tiefliegende Vegetationselemente aufzuzeichnen. In einzelnen Studien ist dieses Verfahren schon erprobt worden [87].

5.1.5 Beurteilung der Variable «Vegetationsneigung»

Während die Berechnung von Bodenoberflächenneigung mit Lidar ein standardisiertes Verfahren ist, so gestaltet sich dies für unsere Fragestellung ein wenig komplexer: Gerechnet wurde nicht einfach die Neigung an der Gesamtoberfläche (CHM), sondern die Neigung über drei Layers (0.5-16m). Damit soll ein Äquivalent zum Verfahren nach Krüsi hergestellt werden. Dabei zeigen die Resultate, dass sämtliche Attribute einen signifikanten Unterschied zwischen den vergleichenden Gruppen aufweisen. Paradoxerweise resultiert für aufgewertete Waldränder im Schnitt einen höheren Anteil an steilen Flächen. Dies steht im Widerspruch zu gängigen Aufwertungsmassnahmen, bei denen versucht wird, eine Stufung entlang dem Gradient Offenland-Krautsaum-Strauchgürtel-Waldmantel zu schaffen. Wir

hätten hier ein umgekehrtes Resultat erwartet, nämlich im Schnitt mehr flachere Abschnitte. Eine mögliche Erklärung für diesen Umstand ist die erhöhte Anzahl von freien Flächen innerhalb eines aufgewerteten Waldrandes, ob in der obersten Vegetationsschicht oder vollständig bis zum Boden, was die Steilheit der Waldrandfläche insgesamt erhöht. Denkbar wäre auch der Umstand, dass die tendenziell erhöhte Heterogenität im Waldesinneren ebenfalls zu mehr steilen Flächen führt. All diese Faktoren sind mögliche Ursachen, dass die Waldrandfläche insgesamt steiler wird als homogenere, dichtere, unbehandelte Waldrandabschnitte.

Das Bild eines flachen, gestuften Waldrandes ist deswegen noch lange nicht falsch, er wird nur nicht durch diese angewendete Methode der Vegetationsneigung wiedergegeben. Für eine Neigungsberechnung entlang eines Gradienten vom Offenland zum Waldmantel hin à la Krüsi müsste ein leicht abgeändertes Verfahren angewendet werden. Denkbar wäre eine verfeinerte Pufferbildung (zähle alle Neigungspixel, welche sich in diesem Puffer befinden), oder eine Verschneidung mit Transekten (zähle alle Neigungspixel, welche sich entlang diesem Transektvektor befinden), oder die Kombination von beidem.

5.1.6 Beurteilung der Feldvalidierung

Der Abschluss der statistischen Auswertung bildet der Vergleich von den im Feld erhobenen Messgrößen mit den Lidar-Attributen. Folgende vier Indikatoren nach dem Krüsi-Schlüssel konnten erst gar nicht ausgewertet werden, da sich keine geeignete Lidar-Variable als Vergleich angeboten hat: Strauchgürtel- und Krautsaumlänge entlang des Waldrandabschnittes, Verzahnungsgrad und Tiefenausdehnung des Waldrandes.

Dabei wurde festgehalten, dass praktisch kein einziges Attribut signifikant mit einer Feldmessgröße korreliert. Als einzig nennenswerte Korrelation ist die Verbindung von der «Anzahl Lücken» (im Feld gemessen) und «Anzahl Lücken >20m²» (Lidar-Attribut) zu nennen. Zusätzlich wurde eine schwache negative Korrelation von «Steigung» (Im Feld gemessen) und «mittlere Neigung des Kronendachs» (Lidar-Attribut) ausgemacht.

Dieses Resultat überrascht, es wurde ein deutlich höherer Zusammenhang von Feldmessung und Lidar-Attributen erwartet. Gerade im Hinblick auf die Auswertung der Lidar-Attributen nach «behandelt» und «unbehandelt» scheint das hier präsentierte Resultat der Felddauswertung eher überraschend. Folgende Gründe könnten eine Rolle gespielt haben für den praktisch nicht vorhandenen Zusammenhang von Lidar-Metriken mit der Feldbeobachtung:

1. Die Feldmessung erfolgte zum falschen Zeitpunkt. Die Lidar-Befliegung fand unter «leaf-off»-Bedingungen statt (März und April), die Feldmessung hingegen im Hochsommer (Juli). Dies könnte zu einer Überbewertung von Messgrößen, namentlich Strauchgürtel- und Krautsaumtiefe geführt haben. Ebenso dürfte im Feld die Belaubungsdichte eher überschätzt worden sein. Es wäre interessant zu wissen, was für Feldmesswerte unter «leaf-off»-Bedingungen zustande kämen.

2. Die Waldrandbewertung im Feld folgt zweieinhalb Jahren nach der Lidar-Befliegung. In dieser Zeit können sich möglicherweise Vegetationsstrukturen bereits entwickelt haben (Stichwort Sukzession). Beispielsweise ist der Krautsaum im Feld für die meisten aufgewerteten Waldrändern recht deutlich ausgeprägt, während in der Lidar-Punktwolke davon praktisch nichts zu sehen ist. Denkbar ist auch, dass schnellwachsende Sträucher den Bedeckungsgrad im Feld im Vergleich zum Lidar-Bild deutlich erhöht haben.

3. Die Feldmessung erfolgte zu unpräzise: Der zeitliche Aufwand pro Waldrandabschnitt belief sich im Schnitt auf 2h und erfolgte mit einfachsten Messinstrumenten (Rollmessband und Zollstock). Die Wahrscheinlichkeit für Messfehler und subjektive Fehlbeurteilungen ist daher sehr hoch. Besonders die Definition, wo genau der Wirtschaftswald beginnt, ist in Realität ein schwieriges Unterfangen. Auch herrscht hinsichtlich Belaubungsdichte erheblichen Interpretationsspielraum: Je nach Tageszeit oder Witterungsverhältnisse sind hier andere Resultate denkbar.

4. Die Lidar-Attribute entsprechen nur bedingt den Indikatoren nach Krüsi. Eine Strauchgürtel- oder Krautsaumtiefe muss zwingend über horizontale Komponenten abgebildet werden, was in dieser Arbeit nur unter Vorbehalt gelang. Besonders der in der Lidar-Punktwolke abgebildete Krautsaum muss mit grosser Vorsicht betrachtet werden. Möglicherweise bieten hier andere Aufnahmeverfahren wie kontinuierliche Pulsaufzeichnung (Fullwave-Form-Lidar) Potential zur genaueren Abbildung von tieferliegenden, kleinräumigen Strukturelementen. Oder die gewählte Auflösung des «Pit-Free Canopy Height Model» von 1m^2 ist zu gross gewählt und muss noch weiter herabgesetzt werden. Denkbar wäre eine horizontale Auflösung bis 10cm^2 (Kapitel 3.1.1).

5. Wie bereits besprochen entspricht die Berechnung der Kronendachneigung nicht 1:1 dem Krüsi-Schlüsse. In der statistischen Auswertung entsteht sogar eine schwache, negative Korrelation, d.h. im Feld beurteilte flache Waldränder wurden mit den Lidar-Attributen als eher steil eingeschätzt und umgekehrt. Hier müsste daher die Berechnungsmethode angepasst werden.

Kurzum: Der Verdacht liegt nahe, dass die in dieser Arbeit aus Lidar-Daten abgeleiteten Strukturattributen zum grössten Teil nicht geeignet sind, um sie mit den erhobenen Feldmessgrößen des Krüsi-Schlüssels zu vergleichen. Der einzige statistisch signifikante Zusammenhang wurde mit der Anzahl

Bodenlücken festgestellt. Hier stimmt die Feldaufnahme-Messgrösse weitestgehend mit dem entsprechenden Lidar-Strukturattribut überein. Erstaunlicherweise konnte für die zwei anderen Attribute, welche ebenfalls in die Variablengruppe «Vegetationslücken und Lichte Flächen» gehören, keinen signifikanten Zusammenhang mit der Feldmessgrösse bescheinigt werden.

5.2 Bewertung Studiendesign

In dieser vorliegenden Masterarbeit wurden verschiedenste Quellen und Methoden benutzt, welche schlussendlich zu Outputs der statistischen Auswertungen mündeten. Dafür waren viele einzelne Zwischenschritte nötig, in denen Hindernisse auftraten, die schlussendlich erfolgreich überwunden werden konnten. Dieser Abschnitt rekapituliert das Vorgehen der Arbeit und bespricht angetroffene Schwierigkeiten und getroffene Lösungsschritte.

Besorgung der Revierforstdaten: Sie bilden die Basis dieser Arbeit. Ohne präzise Information zu Lage, Ausdehnung und Eingriffsjahr der behandelten Waldrandabschnitte wäre ein Vergleich unmöglich gewesen. Ich war überrascht, mit welcher Genauigkeit und Sorgfalt die Daten von den jeweiligen Revierförstern gehandhabt und verwaltet wurden. Zum überwiegenden Teil lagen sie in Form von analogen Karten und Tabellen vor, was aber nicht weiter tragisch war: Durch Kartenzeichnungen war oft sehr viel klarer, in welchem Umfang Aufwertungsmassnahmen im Revier durchgeführt wurden. Allfällige Unklarheiten zum Datenmaterial konnten im persönlichen Gespräch mit den Revierförstern geklärt werden. Gegenwärtig werden die Daten schrittweise von den lokalen Forstdiensten digitalisiert und in ein betriebsinternes GIS eingetragen. Für diese Arbeit lagen die Daten nur bei 2 von 12 Forstrevieren bereits digital vor. Der Rest musste «von Hand» in ArcMap digitalisiert werden.

Digitalisierung der Waldränder: Dieser Teil der Arbeit ist wohl der fehleranfälligste der ganzen Masterarbeit. Es galt, sämtliche 100 behandelte Waldränder auf Basis von Revierforstdaten neu zu digitalisieren, damit diese mit den (bereits vorhandenen) unbehandelten Waldrändern verglichen werden konnten. Mit dem Bewusstsein, dass ein Fehler in diesem Zwischenschritt sich bis in die statistische Endauswertung niederschlägt, wurde sehr viel Zeit investiert. Eine gut organisierte Datenstruktur und die Erstellung von Metadaten (Attribut-Tabellen) war hier entscheidend, um möglichst keine Fehler zuzulassen. Nachdem alle behandelte Waldränder von der analogen Karte in digitaler Form vorlagen, konnte im GIS-Datensatz Nr. 169 nach unbehandelten Vergleichswaldrändern gesucht werden.

Selektion Waldrand-Paare: Unter der fachkundigen Beratung von Christoph Bühler wurde für jeden behandelten Waldrand ein möglichst identisches, aber noch unbehandeltes Gegenbild gesucht. Hier liegt die mögliche Fehlerquelle darin, dass sich die Waldränder untereinander zu sehr unterscheiden, dass ein Vergleich kein Sinn macht (anderer Vegetationstyp, exotische Position). Auch hier wurde die Auswahl mehrmals verfeinert und angepasst. Einmal definitiv festgelegt, konnte mit der Pufferung der Waldrandzonen weitergemacht werden.

Puffer-Definierung: Hier wurde in erster Linie versucht, die Erkenntnisse von [8] und [35] wiederzugeben und andererseits das in der Literatur sehr kontrovers diskutierte Thema «Edge Effekt» zu berücksichtigen, also den mikroklimatischen Einflussbereich eines Waldrandes (Wärme, Licht und Feuchtigkeitsgradient vom Offenland ins Innere des Waldes). Studien reichen von einer Inneren Pufferung von 40m [82], 50m [83] und sogar 30-240m, je nach Mikroklima-Variable, Wetterbedingung und Exposition des Waldrandes [84]. Ob eine leicht andere Puffer-Zonierung ein anderes Ergebnis geliefert hätte, ist Gegenstand weiterführender Untersuchungen auf Basis meines Datensatzes.

Lidar-Daten-Handling: Mit der Zeit häuften sich sehr viele Lidar-Produkte an. Von den anfänglichen Rohdaten über die geklippten Punktwolken zu den stratifizierten Vegetationslayer und daraus abgeleitete Rasterprodukte: Jeder Output wurde visuell auf Plausibilität überprüft, bevor er weiterverarbeitet wurde. Das Hauptaugenmerk lag vor allem auf die Filterung von unliebsamen Objekten wie «High Noise» oder urbanen Objekten (Waldhütten, Hochspannungsleitungen). Wie bei den Waldrandpaaren wurden ergänzende Metadaten in Form von .txt-Files erstellt mit Angaben zu Auflösungen und verwendete Programmeinheiten von LasTools.

Festlegung der Strukturattribute: Dieser Schritt nahm die meiste Zeit mit Literaturrecherche in Anspruch. Es existieren unzählige Publikationen zum Thema Struktur, Biodiversität und Lidar. Daraus einen «Kern» an Attributen zu definieren, war nicht ganz trivial. Hier war die unterstützende und beratende Funktion von Felix Morsdorf sehr wertvoll. In Absprache mit Christoph Bühler konnte die erste, sehr umfangreiche Auswahl an Lidar-Attributen auf eine überschaubare Anzahl reduziert werden, welche sich spezifisch an unseren Untersuchungsgegenstand und Forschungsfrage richtet.

Berechnung der Strukturattribute: Die Ableitung von einfachen statistischen Messgrößen wie Minimum, Maximum und Standardabweichung aus einer Punktwolke geschah routiniert vollautomatisch und stellte keinerlei Hindernis dar. Attribute wie «Lichte Flächen» und «Bedeckungsgrad» waren konzeptionell sehr einfach erstellt, erforderten dennoch einige Zwischenschritte in ArcMap (Rastertransformationen und Erstellung von zonalen Statistiken). Am ausgiebigsten wurden die Methoden zur Erstellung von Strauchgürtel- und Krautsaumflächen getestet, sowie die Vegetationsneigung. Hier brauchte es mehrere Anläufe, bis ein plausibles Ergebnis zustande

gekommen ist. Solche Methoden sind immer diskussionswürdig und können in vielerlei Hinsicht verfeinert oder angepasst werden. Eine zentrale Frage ist die Auflösung: Für sämtliche «Pit-Free-Canopy Height Models» wurde eine fixe Auflösung von 1m^2 gewählt, was je nach Strukturattribut noch niedriger gewählt werden dürfte. Gerade für den Krautsaum wäre womöglich eine noch kleinere Granularität von Vorteil.

6 Schlussfolgerung

6.1 Aufgreifen der Forschungsfragen

Die Arbeit hat gezeigt, dass Lidar-Strukturattribute definitiv ein geeignetes Mittel sind, um Unterschiede von behandelten und unbehandelten Waldrandsamples statistisch festzustellen. Bei einem Konfidenzintervall von 95% waren von total 26 Attributen 15 statistisch signifikant unterschiedlich, bei einem Konfidenzintervall von 90% sogar 17. Besonders stark unterscheiden sich die Waldrandsamples, wenn man sie auf Vegetationsbedeckung und Bodenlücken prüft. Weitere signifikant unterschiedliche Strukturattribute sind Vegetationshöhenheterogenität im Inneren des Waldrandes, die Belaubungsdichte in der obersten Vegetationsschicht und die durchschnittliche Neigung des Kronendachs.

Im Schnitt sind die aufgewerteten Waldränder wesentlich mehr lichtdurchflutet als unbehandelte Waldränder. Anzahl Lichter Flächen am Boden und Lücken in der obersten Vegetationsschicht sind deutlich erhöht. Zusätzlich ist die Belaubungsdichte in hohen und mittleren Vegetationshöhenstufen reduziert, was sich wiederum positiv auf den Lichteinfall auswirken dürfte. Die Berechnung der Kronendachneigung hat überraschenderweise ergeben, dass behandelte Waldränder signifikant mehr steile Bereiche aufweisen als unbehandelte Waldränder. Eine mögliche Ursache dürfte mit der grossen Anzahl Lücken im Kronendach und Lichter Flächen am Boden zusammenhängen: Während der äusserste Waldrandbereich noch relativ flach sein dürfte, sorgen «Löcher» im inneren des Waldmantels für steile Seitenränder, was die durchschnittliche Neigung pro Waldrandfläche erhöht. Bei unbehandelten Waldrändern mit einer homogenen, lückenlosen Oberfläche werden weit weniger steile Flächen registriert.

Bei der Untersuchung, ob signifikante Unterschiede betreffend Eingriffszeitpunkt vorkommen, reduziert sich die Anzahl Attribute deutlich: Gerade mal drei können mit hoher Wahrscheinlichkeit einen statistischen Trend feststellen, also die Tatsache, ob sich ein behandelter Waldrand auch über die Zeit von einem unbehandelten Waldrand systematisch unterscheidet. Dies sind wiederum Lidar-Messgrößen zur Berechnung von Lücken, die bis ganz zum Boden reichen.

Attribute, welche Unterschiede nach Expositionskategorie erklären, sind noch rarer: Zwei Attribute stellen einen systematischen Unterschied zwischen Exposition und Waldrandsamples fest. Bei einer Ausweitung des Konfidenzintervalls auf 90% sind es immerhin vier Attribute. Namentlich sind dies Messgrößen zur Berechnung der Vegetationsheterogenität im Inneren des Waldrandes und der Anteil schattiger Flächen.

Die abschliessend ausgeführte Feldvalidierung führte zum eher ernüchternden Schluss, dass nur ein einziges Attribut, nämlich Anzahl gemessener Lücken, welche grösser sind als 20m², mit der äquivalenten Feldmessgrösse (beurteilt nach dem Krüsi-Schlüssel) korreliert (Koeffizient nach Pearson von 0.69). Einen leicht negativer statistischeren Zusammenhang konnte für den Indikator «mittlere Kronendachneigung» ausgemacht werden: Zwischen Feldmessung und Lidar-Attribut beträgt der Koeffizient nach Pearson -0.52. Mögliche Gründe für das schlechte Abschneiden sind im Kapitel 5.1.6 aufgeführt.

6.2 Aufgreifen der Hypothesen

Unbehandelte Waldränder sind im Schnitt homogener in der Höhe (reduzierte Heterogenität)

Richtig. Zwei Lidar-Attribute bestätigen dies. Die Heterogenität des Vegetationshöhenmodells ist für unbehandelte Waldränder signifikant tiefer als bei behandelten Waldränder. Dies lässt vermuten, dass Vegetationsoberflächen von behandelten Waldrändern generell variantenreicher und stufiger aufgebaut ist als von nicht behandelten Waldrandabschnitten.

Unbehandelte Waldränder haben einen generell schlecht ausgeprägten Strauchgürtel und einen mager ausgeprägten Krautsaum

Falsch. Diese Hypothese konnte nicht bestätigt werden. Laut statistischer Auswertung sind sowohl Krautsaum als auch Strauchgürtel für beide Kategorien Waldränder identisch ausgeprägt.

Unbehandelte Waldränder haben weniger tiefliegende Vegetation

Richtig. Zwei Lidar-Attribute unterstützen diese Hypothese. Der prozentuale Anteil an tieferliegenden Schichten (0.5-8m) ist bei behandelten Waldrändern deutlich erhöht, was den Schluss zulässt, dass in diesem Bereich der Vegetationsschicht mehr Struktur vorherrscht, verglichen mit nichtbehandelten Waldrändern.

Unbehandelte Waldränder sind weniger lichtdurchflutet

Richtig. Ein ganzes Bündel an Lidar-Attributen lässt vermuten, dass behandelte Waldränder von signifikant mehr Lücken sowohl am Boden und als auch in oberen Vegetationsschichten durchsetzt sind.

Unbehandelte Waldränder sind steiler

Falsch. Es ist gerade umgekehrt: Für die Gesamtfläche des Waldrandabschnittes betrachtet existieren mehr steile Flächen in aufgewerteten Waldrändern.

6.3 Erkenntnisfortschritte und Ausblick

Strukturunterschiede von behandelten und unbehandelten Waldrändern können mit einer Vielzahl von Lidar-Attributen wiedergegeben werden. Die stärkste Aussagekraft scheinen dabei Attribute zu haben, die entweder (1) die Heterogenität der Oberhöhen bestimmen, (2) den Anteil an tieferliegenden Vegetationselemente vermessen, (3) Kronendachneigung berechnen oder (4) Oberflächenbedeckung und Lücke am Boden quantifizieren.

Auswertungen der Lidar-Punktwolken haben ergeben, dass sich aufgewertete Waldränder in vielerlei Hinsicht von nichtbehandelten Waldrändern unterscheiden. Dabei spielt die Ausprägung der Oberflächenbedeckung eine zentrale Rolle: Aufwertungsmassnahmen zielen vor allem darauf ab, Platz zu schaffen für lichtliebende Pflanzen- und Tierarten (Schmetterlinge, Reptilien). Die dabei entstehende Auflockerung des Kronendachs und die Bildung von Rückengasse und Buchten sind dank den Lidar-Attributen sicht- und quantifizierbar. Diesbezüglich lässt sich sagen, dass die Aufwertungsmassnahmen der Forstdienste im Kanton Zürich eine grosse Wirkung erzielt hat. Die behandelten Waldrandabschnitte haben deutlich mehr lichte Flächen am Boden und auch die oberen Vegetationsschichten sind ausgedünnter (reduzierte Belaubungsdichte).

Aussagen über Krautsaum- und Strauchgürtelausprägung, sowie Kleinstrukturen, lässt sich leider im Rahmen dieser Masterarbeit nicht treffen. Hierfür muss wohl die Berechnungsmethode überdenkt und angepasst werden. In Frage kommen die Verfeinerung der räumlichen Auflösung (max. 10 cm² pro Pixel sind technisch möglich) oder der Einbezug von Full-Waveform-Daten, wie sie bereits vorhanden wären.

Die Feldvalidierung war sehr lehrreich, wenn auch der Erkenntnisgewinn nicht ins Bilder der Lidar-Attribute passt: Bis auf eine Messgrösse («Anzahl Lücken») konnte keinerlei Korrelation zwischen

Lidar-Attribut und im Feld gemessener Merkmal festgestellt werden. Auch hier muss man die angewendete Methode kritisch betrachten und wohl unter anderen Bedingungen wiederholen, oder mit technischem Gerät ergänzen, z.B. TLS (Terrestrial Laser-Scanning) [91].

Eine Feldbegehung stellt dennoch ein wichtiger Lernprozess bei der Beurteilung der Strukturattribute dar. Die «klassische» Waldrandbewertung untersucht zwar nur kleinste Einheiten mit sehr eingeschränkten Mitteln. Dafür ist sie in der Lage, wichtige Umgebungsfaktoren miteinzubeziehen welche in der Lidar-Punktwolke nicht sichtbar- oder quantifizierbar sind. Als Beispiele seien hier schützenswerte Flächen wie Feuchtbiotope genannt, oder ökologisch wertvolle Bäume und Sträucher. Die Felduntersuchung ist damit in der Lage, das Landschaftselement «Waldrand» als Ganzes zu betrachten und mit anderen Landschaftselementen in Verbindung zu bringen, was für die Beurteilung von ökologisch wertvollen Strukturen entscheidend sein kann.

Fernerkundungsmethoden wie Lidar sind hochpräzise Instrumente, welche in der Lage sind, relevante Strukturmerkmale innerhalb der Vegetationsschicht sehr detailliert zu registrieren. Dennoch hat diese Arbeit gezeigt, dass bei weitem nicht alle mit Lidar messbare Strukturattribute sich für die Bewertung von Waldrandaufwertungsmaßnahmen eignen. Dafür sind weitere Verfeinerungen und Anpassungen an der Methodik von Nöten, namentlich der Auflösung, feinere oder andere Stratifizierung der Vegetationshöhenstufen, oder die Änderung der Puffer-Zonen, welche einen relevanten Punktwolkenabschnitt definieren.

Dank

Mein Dank geht in erster Linie an meine zwei Betreuer

Felix Morsdorf und Christoph Bühler

welche mich mit wertvollen Inputs versorgt und mich zu dieser Masterarbeit inspiriert haben.

Ein besonderer Dank geht an die 12 Revierförster, dank deren Datenmaterial diese Masterarbeit erst realisiert werden konnte. Namentlich sind dies

Alexander Singeisen, Revierförster vom Forstrevier Pfannenstiel Süd

August Erni, Revierförster vom Forstrevier Wallisellen

Beat Kunz, Revierförster vom Forstrevier Winterthur Ost

Felix Holenstein, Revierförster vom Forstrevier Regensdorf

Florian Tuchschnid, Revierförster vom Forstrevier Weinland Süd

Herbert Werlen, Revierförster von Forstrevier Illnau-Effretikon und Lindau

Markus Tanner, Revierförster vom Forstrevier Dübendorf

Peter Manale, Revierförster vom Forstrevier Greifensee

Rolf Stricker und Jürg Kuenzi, Revierförster von Forstrevier Bauma und Wila

Urs Göldi, Revierförster vom Forstrevier Turbenthal

Urs Kunz, Revierförster vom Forstrevier Maur

Werner Rutschmann, Revierförster vom Forstrevier Rafz

Danke an die Mitarbeiter vom «Amt für Landschaft und Natur» (ALN) der Baudirektion Zürich für das zur Verfügung gestellte GIS-Datenmaterial

Dr. Denise Lüthy, Leiterin Sektion Planung

Charles Henry, GIS-Grundlagen und Waldentwicklungsplanung

Simon Ammann, Waldentwicklung & Ressourcen

Ein herzliches Dankeschön geht zuletzt an Dr. Tobias Roth von Hintermann & Weber für die statistische Datenauswertung

Literatur

- [1] FOEN (2014). Switzerland's Fifth National Report under the Convention on Biological Diversity. Federal Office for the Environment, Bern. 132 pp.
- [2] BUNDESRAT (2012): Strategie Biodiversität Schweiz vom 25. April 2012. BBl, 2012, 7239-7342.
- [3] Brändli, U.B. (2010). Schweizerisches Landesforstinventar. Ergebnisse der dritten Erhebung 2004–2006. Birmensdorf, Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL. Bern, Bundesamt für Umwelt BAFU.
- [4] Chen, J., Franklin, J. F., & Spies, T. A. (1992). Vegetation responses to edge environments in old-growth Douglas-fir forests. *Ecological applications*, 2(4), 387-396.
- [5] Temple, S. A., & Flaspohler, D. J. (1998). The edge of the cut: implications for wildlife populations. *Journal of Forestry*, 96(8), 22-26.
- [6] Duelli, P., Obrist, M. K., & Flückiger, P. F. (2002). Forest edges are biodiversity hotspots—also for Neuroptera. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 48(Suppl 2), 75-87.
- [7] Wermelinger, B., Flückiger, P. F., Obrist, M. K., & Duelli, P. (2007). Horizontal and vertical distribution of saproxylic beetles (Col., Buprestidae, Cerambycidae, Scolytinae) across sections of forest edges. *Journal of Applied Entomology*, 131(2), 104-114.
- [8] Ott, M. und Helbling, L. (2013). Waldränder ökologisch aufwerten, Leitfaden für die Praxis. Beiträge zum Naturschutz in der Schweiz, Nr. 33.
- [9] Brändli, U. B. (2010). Schweizerisches Landesforstinventar: Ergebnisse der dritten Erhebung 2004–2006: Birmensdorf, Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL. Bern, Bundesamt für Umwelt, BAFU.
- [10] Murcia, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in ecology & evolution*, 10(2), 58-62.
- [11] Krüsi, B. O., & Arquint, D. (2009). Ökologische Aufwertung von Waldrändern. Bedürfnisabklärung bei ausgewählten Kantonen. Departement of Life Sciences and Facility Management ZHAW, Wädenswil.
- [12] Tews, J., et al (2004). Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of biogeography*, 31(1), 79-92.
- [13] Bergen, K. M., et al (2009): Remote sensing of vegetation 3-D structure for biodiversity and habitat: Review and implications for lidar and radar spaceborne missions. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 114(G2).
- [14] Miura, N., & Jones, S. D. (2010). Characterizing forest ecological structure using pulse types and heights of airborne laser scanning. *Remote Sensing of Environment*, 114(5), 1069-1076.
- [15] Lefsky, M.A., Cohen, W.B., Parker, G.G. und Harding, D.J. (2002). Lidar remote sensing for ecosystem studies. *Bioscience*, 52(1):19–30.
- [16] Scott, J. M., & Jennings, M. D. (1998). Large-area mapping of biodiversity. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 34-47.
- [17] Wulder, M. A., Bater, C. W., Coops, N. C., Hilker, T., & White, J. C. (2008). The role of LiDAR in sustainable forest management. *The Forestry Chronicle*, 84(6), 807-826.

- [18] Lim, K., Treitz, P., Wulder, M., St-Onge, B., & Flood, M. (2003). LiDAR remote sensing of forest structure. *Progress in physical geography*, 27(1), 88-106.
- [19] Reutebuch, S. E., Andersen, H. E., & McGaughey, R. J. (2005). Light detection and ranging (LIDAR): an emerging tool for multiple resource inventory. *Journal of Forestry*, 103(6), 286-292.
- [20] Baltsavias, E. P. (1999). A comparison between photogrammetry and laser scanning. *ISPRS Journal of photogrammetry and Remote Sensing*, 54(2), 83-94.
- [21] Zimble, D. A., Evans, D. L., Carlson, G. C., Parker, R. C., Grado, S. C., & Gerard, P. D. (2003). Characterizing vertical forest structure using small-footprint airborne LiDAR. *Remote sensing of Environment*, 87(2), 171-182.
- [22] Vierling, L. A., Martinuzzi, S., Asner, G. P., Stoker, J., & Johnson, B. R. (2011). LiDAR: providing structure. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(5), 261-262.
- [23] Vierling, K. T., Vierling, L. A., Gould, W. A., Martinuzzi, S., & Clawges, R. M. (2008). Lidar: shedding new light on habitat characterization and modeling. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(2), 90-98.
- [24] Goetz, S., Steinberg, D., Dubayah, R., & Blair, B. (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(3), 254-263.
- [25] Goetz, S. J., Steinberg, D., Betts, M. G., Holmes, R. T., Doran, P. J., Dubayah, R., & Hofton, M. (2010). Lidar remote sensing variables predict breeding habitat of a Neotropical migrant bird. *Ecology*, 91(6), 1569-1576.
- [26] Clawges, R., Vierling, K., Vierling, L., & Rowell, E. (2008). The use of airborne lidar to assess avian species diversity, density, and occurrence in a pine/aspen forest. *Remote Sensing of Environment*, 112(5), 2064-2073.
- [27] Matlack, G. R. (1993). Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United States. *Biological conservation*, 66(3), 185-194.
- [28] Krüsi, B. (2013). *Waldrandschlüssel*. Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften ZHAW, Wädenswil.
- [29] Babbi, M., Widmer, S., Blattner, M., und Krüsi, B. (2016): Waldrandaufwertungen: Einfluss von Exposition und Wüchsigkeit des Standorts. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*: September/October 2016, Vol. 167, No. 5, pp. 286-293.
- [30] Schütz, M., Krüsi, B. (1994): Sind südexponierte Waldränder ökologisch besonders wertvoll? *Infoblatt für Forschungsbereich Landschaft*. WSL 20, 1-2.
- [31] Steinmann, K. und Zimmermann, W. (2016): Waldpolitischer Jahresrückblick 2015. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*: May/June 2016, Vol. 167, No. 3, pp. 172-179.
- [32] Dürrenmatt, R., Eisenhut, A., & Beer, W. (2009). Erfassung des ökologischen Potenzials der Waldränder im Kanton Bern | The ecological potential of the forest margins in the Canton of Bern. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 160(9 | 2009), 275-281.
- [33] BVU (2009). *Waldrandregeln 2009*. Departement Bau, Verkehr und Umwelt des Kantons Aargau, Aarau.
- [34] Flückiger, P.F., Bienz, H., Glünkin, R., Iseli, K., und Duelli, P. (2002). Vom Krautsaum bis ins Kronendach—Erforschung und Aufwertung der Waldränder im Kanton Solothurn. – *Mitt. Naturf. Gest. Solothurn* 39:9-39.

- [35] Krüsi, B. O., Schütz, M., & Tidow, S. (1997). Waldränder in der Schweiz. Ökologischer Zustand, botanische Vielfalt und Aufwertungspotential. Schweizer Wald, 4, 5-19.
- [36] Krüsi, B., R. Tenz, D., Arquint und M. Grossmann (2010). Praxishilfe für die Aufwertung von Waldrändern in der Schweiz. Broschüre der ZHAW: 52 S.
- [37] Gehlken, B. (2014). Der „ideale Waldrand“ – Vorbild, Leitbild oder Trugbild? Auf der Suche nach der Herkunft eines Phantoms.
- [38] Burnand, J., Keller, F., Rutishauser, U., Stocker, R., & Wohlgemuth, T. (2007). Ein Werkzeug zur ökologischen Bewertung der Wirtschaftswälder im Mittelland. Projektbericht. Birmensdorf, Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL.
- [39] Spörri, K., Babbi, M., & Krüsi, B. O. (2014). 20 Jahre ökologische Aufwertung von Waldrändern im Kanton Aargau: erste Erfolgskontrolle. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen, 165(10), 313-320.
- [40] Hepenstrick, D. und Krüsi, B. (2013). GIS-basierte Priorisierung von Waldrandaufwertungen mit ökologischen und ökonomischen Kriterien. Projektbericht. Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften ZHAW, Wädenswil.
<https://www.zhaw.ch/storage/lsvm/institute-zentren/iunr/vegetationsanalyse/waldrand/priorisierung-waldrand-gis.pdf>
- [41] Schiegg, K. (1998). Totholz bringt Leben in den Wirtschaftswald. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen, 149, 784-794.
- [42] Schütz, J. P., Götz, M., Schmid, W., & Mandallaz, D. (2006). Vulnerability of spruce (*Picea abies*) and beech (*Fagus sylvatica*) forest stands to storms and consequences for silviculture. European Journal of Forest Research, 125(3), 291-302.
- [43] Nobis, M. (2008). Invasive Neophyten auch im Wald. Wald Holz, 89(8), 46-49.
- [44] Gelpke, G., Weber, E., Im Auftrag der Sektion Biosicherheit, S. B. S., & für Abfall, A. (2005). Situation und Handlungsbedarf bezüglich invasiver Neophyten im Kanton Zürich. AWEL, Baudirektion Kanton Zürich.
- [45] BAFU (2016). Strategie der Schweiz zu invasiven gebietsfremden Arten. Strategie des Bundesrates.
<http://www.bafu.admin.ch/biodiversitaet/13721/14385/14406/index.html?lang=de>
- [46] BAFU (2015). Biodiversität im Wald: Ziele und Massnahmen. Vollzugshilfe zur Erhaltung und Förderung der biologischen Vielfalt im Schweizer Wald.
<http://www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/01801/index.html?lang=de>
- [47] Mills, L. S., Soulé, M. E., & Doak, D. F. (1993). The keystone-species concept in ecology and conservation. BioScience, 43(4), 219-224.
- [48] Hurlbert, S. H. (1971). The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. Ecology, 52(4), 577-586.
- [49] Mac Nally, R., Parkinson, A., Horrocks, G., Conole, L., & Tzaros, C. (2001). Relationships between terrestrial vertebrate diversity, abundance and availability of coarse woody debris on south-eastern Australian floodplains. Biological Conservation, 99(2), 191-205.
- [50] Tanabe, S. I., Toda, M. J., & Vinokurova, A. V. (2001). Tree shape, forest structure and diversity of drosophilid community: comparison between boreal and temperate birch forests. Ecological Research, 16(3), 369-385.

- [51] Díaz, I. A., Armesto, J. J., Reid, S., Sieving, K. E., & Willson, M. F. (2005). Linking forest structure and composition: avian diversity in successional forests of Chiloé Island, Chile. *Biological Conservation*, 123(1), 91-101.
- [52] Sithole, G., & Vosselman, G. (2003). Comparison of filtering algorithms. In *Proceedings of the ISPRS working group III/3 workshop* (pp. 71-78).
- [53] Isenburg, M. (2013). LASzip. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 79(2), 209-217.
- [54] Samberg, A. (2007). An implementation of the ASPRS LAS standard. In *ISPRS Workshop on Laser Scanning and SilviLaser* (pp. 363-372).
- [55] KENNEWEG, H. (1979). Luftbildauswertung von Stadtbaumbeständen - Möglichkeiten und Grenzen. *Mitteilung der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft* 71. (S. 159-192).
- [56] Wang, K., Franklin, S. E., Guo, X., & Cattet, M. (2010). Remote sensing of ecology, biodiversity and conservation: A review from the perspective of remote sensing specialists. *Sensors*, 10(11), 9647-9667.
- [57] Drake, J. B., et al (2002). Estimation of tropical forest structural characteristics using large-footprint lidar. *Remote Sensing of Environment*, 79(2), 305-319.
- [58] Solberg, S., Naesset, E., & Bollandsas, O. M. (2006). Single tree segmentation using airborne laser scanner data in a structurally heterogeneous spruce forest. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 72(12), 1369-1378.
- [59] Khosravipour, A., Skidmore, A. K., Isenburg, M., Wang, T., & Hussin, Y. A. (2014). Generating pit-free canopy height models from airborne lidar. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 80(9), 863-872.
- [60] McElhinny, C. (2002). Forest and woodland structure as an index of biodiversity: a review. A literature review commissioned by NSW National Parks and Wildlife Service.
- [61] Falkowski, M. J., Evans, J. S., Martinuzzi, S., Gessler, P. E., & Hudak, A. T. (2009). Characterizing forest succession with lidar data: An evaluation for the Inland Northwest, USA. *Remote Sensing of Environment*, 113(5), 946-956.
- [62] Simonson, W. D., Allen, H. D., & Coomes, D. A. (2014). Applications of airborne lidar for the assessment of animal species diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(8), 719-729.
- [63] Simonson, W. D., Allen, H. D., & Coomes, D. A. (2012). Use of an airborne lidar system to model plant species composition and diversity of Mediterranean oak forests. *Conservation Biology*, 26(5), 840-850.
- [64] Clark, M. L., Clark, D. B., & Roberts, D. A. (2004). Small-footprint lidar estimation of sub-canopy elevation and tree height in a tropical rain forest landscape. *Remote Sensing of Environment*, 91(1), 68-89.
- [65] Riaño, D., Valladares, F., Condés, S., & Chuvieco, E. (2004). Estimation of leaf area index and covered ground from airborne laser scanner (Lidar) in two contrasting forests. *Agricultural and Forest Meteorology*, 124(3), 269-275.
- [66] Coops, N. C., et al (2007). Estimating canopy structure of Douglas-fir forest stands from discrete-return LiDAR. *Trees*, 21(3), 295-310.
- [67] Parker, G. G., Harding, D. J., & Berger, M. L. (2004). A portable LIDAR system for rapid determination of forest canopy structure. *Journal of Applied Ecology*, 41(4), 755-767.
- [68] Goetz, S. J., et al (2010). Lidar remote sensing variables predict breeding habitat of a Neotropical migrant bird. *Ecology*, 91(6), 1569-1576.
- [69] Davies, A. B., & Asner, G. P. (2014). Advances in animal ecology from 3D-LiDAR ecosystem mapping. *Trends in ecology & evolution*, 29(12), 681-691.

- [70] Zhang, K. (2008). Identification of gaps in mangrove forests with airborne LIDAR. *Remote Sensing of Environment*, 112(5), 2309-2325.
- [71] Weltz, M. A., Ritchie, J. C., & Fox, H. D. (1994). Comparison of laser and field measurements of vegetation height and canopy cover. *Water Resources Research*, 30(5), 1311-1319.
- [72] Nilsson, M. (1996). Estimation of tree heights and stand volume using an airborne lidar system. *Remote Sensing of Environment*, 56(1), 1-7.
- [73] Gaveau, D. L., & Hill, R. A. (2003). Quantifying canopy height underestimation by laser pulse penetration in small-footprint airborne laser scanning data. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 29(5), 650-657.
- [74] Korhonen, L., Korpela, I., Heiskanen, J., & Maltamo, M. (2011). Airborne discrete-return LIDAR data in the estimation of vertical canopy cover, angular canopy closure and leaf area index. *Remote Sensing of Environment*, 115(4), 1065-1080.
- [75] Koukoulas, S., & Blackburn, G. A. (2004). Quantifying the spatial properties of forest canopy gaps using LiDAR imagery and GIS. *International Journal of Remote Sensing*, 25(15), 3049-3072.
- [76] Lee, A. C., & Lucas, R. M. (2007). A LiDAR-derived canopy density model for tree stem and crown mapping in Australian forests. *Remote Sensing of Environment*, 111(4), 493-518.
- [77] Lefsky, M. A., et al (1999). Lidar remote sensing of the canopy structure and biophysical properties of Douglas-fir western hemlock forests. *Remote sensing of environment*, 70(3), 339-361.
- [78] Pykälä, J., Luoto, M., Heikkinen, R. K., & Kontula, T. (2005). Plant species richness and persistence of rare plants in abandoned semi-natural grasslands in northern Europe. *Basic and applied ecology*, 6(1), 25-33.
- [79] Bennie, J., Huntley, B., Wiltshire, A., Hill, M. O., & Baxter, R. (2008). Slope, aspect and climate: spatially explicit and implicit models of topographic microclimate in chalk grassland. *Ecological Modelling*, 216(1), 47-59.
- [80] Marini, L., Fontana, P., Klimek, S., Battisti, A., & Gaston, K. J. (2009). Impact of farm size and topography on plant and insect diversity of managed grasslands in the Alps. *Biological Conservation*, 142(2), 394-403.
- [81] Listopad, C. M., Masters, R. E., Drake, J., Weishampel, J., & Branquinho, C. (2015). Structural diversity indices based on airborne LiDAR as ecological indicators for managing highly dynamic landscapes. *Ecological Indicators*, 57, 268-279.
- [82] Davies-Colley, R. J., Payne, G. W., & Van Elswijk, M. (2000). Microclimate gradients across a forest edge. *New Zealand Journal of Ecology*, 111-121.
- [83] Young, A., & Mitchell, N. (1994). Microclimate and vegetation edge effects in a fragmented podocarp-broadleaf forest in New Zealand. *Biological Conservation*, 67(1), 63-72.
- [84] Chen, J., Franklin, J. F., & Spies, T. A. (1995). Growing-season microclimatic gradients from clearcut edges into old-growth douglas-fir forests. *Ecological Applications*, 5(1), 74-86.
- [85] Merrick, M. J., Koprowski, J. L., & Wilcox, C. (2013). Into the third dimension: benefits of incorporating LiDAR data in wildlife habitat models. *USDA Forest Service Proc*, 67, 389-395.
- [86] Müller, J., & Vierling, K. (2014). Assessing biodiversity by airborne laser scanning. In *Forestry Applications of Airborne Laser Scanning* (pp. 357-374). Springer Netherlands.
- [87] Yao, W., Krzystek, P., & Heurich, M. (2012). Identifying standing dead trees in forest areas based on 3D single tree detection from full waveform lidar data. *ISPRS Annals of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 1, 7.

- [88] Flückiger, P. F. (1999). Der Beitrag von Waldrandstrukturen zur regionalen Biodiversität. PhD thesis, Universität Basel.
- [89] Watt, P. J., & Donoghue, D. N. M. (2005). Measuring forest structure with terrestrial laser scanning. *International Journal of Remote Sensing*, 26(7), 1437-1446.
- [90] Diaz, J. C. F. (2011). Lifting the canopy veil: airborne LiDAR for archeology of forested areas. *Imaging Notes*, 26(2), 31.
- [91] Moskal, L. M., & Zheng, G. (2011). Retrieving forest inventory variables with terrestrial laser scanning (TLS) in urban heterogeneous forest. *Remote Sensing*, 4(1), 1-20.

Anhang A – Analoger Appendix

Feldvalidierungs-Schema (eigene Darstellung)

Schlüssel zur ökologischen Bewertung von Waldrändern nach Krüsi (2013)

Datennutzungsvertrag

Beschreibung Geodatenatz Waldrandförderobjekte

Auflistung sämtlicher Waldrandpaare

Bauma

Behandelt

Jahr	ID	Standort	Vegetation	Länge [m]	Parzelle	Adresse	Lat / Long
2010	1a	Talau Südost	ZW-BW-WS	138	2060	Tösstalstrasse, 8492 Wila	8.8556361 47.4014826

Hauptmerkmale

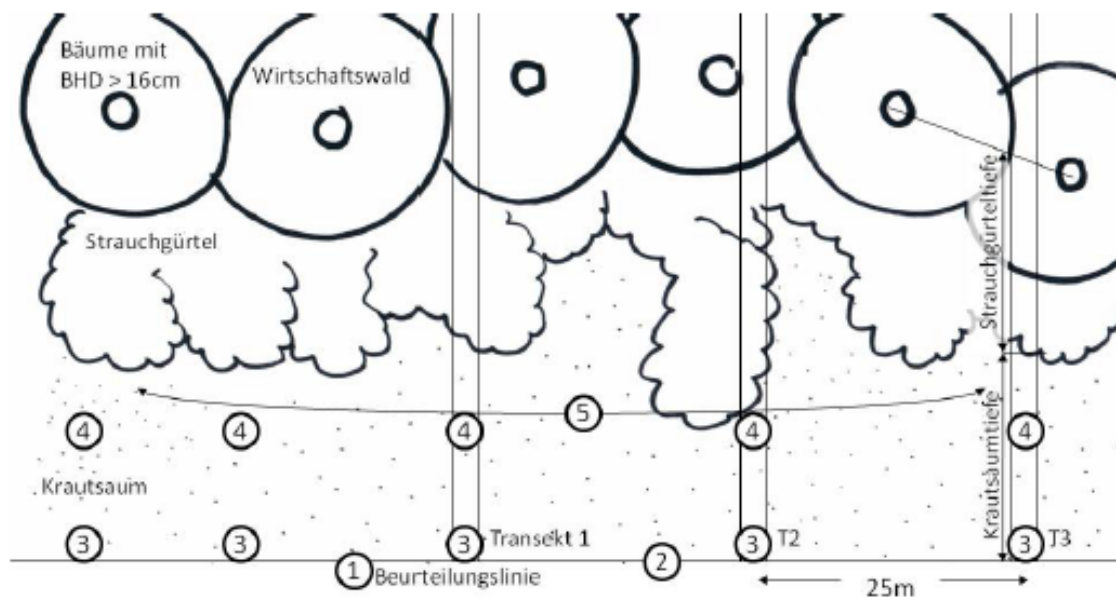
	T1	T2	T3	T4	T5	Durchschnitt
Waldrandtiefe						
Strauchgürteltiefe						
Krautsaumtiefe						
Steigung						
Belaubungsdichte						
Strauchgürtellänge						
Krautsaumlänge						
Verzahnung						

Ergänzungen

Anzahl Lücken	
Lücken Fläche	
Kleinstrukturen und tote Bäume	

<h1 style="margin: 0;">Waldrandschlüssel</h1> <p style="margin: 0;">© Krüsi ZHAW</p>		Datum								
		Ort, Koordinaten								
		Autor								
		Transekt:	T1	T2	T3	T4	T5	Wert/Ø	Punkte	
Hauptschlüssel	Waldrandtiefe	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	→ *1 →	<input type="text"/>	
	Strauchgürteltiefe	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	→ *2 →	<input type="text"/>	
	Krautsaumtiefe	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	→ *3 →	<input type="text"/>	
	Strauchgürtellänge [%]							<input type="text"/>	→ *4 →	<input type="text"/>
	Krautsaumlänge [%]							<input type="text"/>	→ *4 →	<input type="text"/>
	Belaubungsdichte [%]							<input type="text"/>	→ *4 →	<input type="text"/>
	Laubbaumarten in der Baumschicht							<input type="text"/>	→ *5 →	<input type="text"/>
Verholzte Arten in Strauch-/ Krautschicht							<input type="text"/>	→ *6 →	<input type="text"/>	
Dornstraucharten in Strauch-/ Krautschicht							<input type="text"/>	→ *7 →	<input type="text"/>	
Ergänzungen	Krautsaumtyp							<input type="text"/>	→ *8 →	<input type="text"/>
	Botanische Vielfalt Waldbodenvegetation [# Arten]							<input type="text"/>	→ *9 →	<input type="text"/>
	Verzahnungsgrad [Effektive WR-Länge / 100m Beurteilungslinie]							<input type="text"/>	→ *10 →	<input type="text"/>
	Kleinstrukturen und tote Bäume [Anzahl Kleinstrukturen]							<input type="text"/>	→ *11 →	<input type="text"/>
	Tiefe des externen Strauchgürtels [m]							<input type="text"/>	→ *12 →	<input type="text"/>
	Problemarten in % der Fläche (a)							<input type="text"/>	→ *13 →	<input type="text"/>
	Invasive Neophyten [#] (b)							<input type="text"/>	→ *14 →	<input type="text"/>
	(a) Z.B. Esche, Brombeeren, Waldrebe									
(b) Z.B. Robinie, Kirschlorbeer, Japanisches Geissblatt, Armenische Brombeere, Herbstkirsche, Kudzu										
Bemerkungen (über Fauna):								Punktetotal <input style="width: 50px;" type="text"/>		
								Sehr wertvoll >58 Wertvoll 49-58 Befriedigend 39-48 Ungenügend 29-38 Schlecht 19-28 Waldrand nicht vorhanden <19		
Kriterien	Punkte									
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	
*1	<2	2-2.5	2.5-4	4-6	6-8	8-10	10-15	15-20	>20	
*2	<1	1-1.5	1.5-2	2-3	3-4	4-5	5-7	7-10	>10	
*3	<0.5	0.5-1	1-1.5	1.5-2	2-3	3-5	5-7	7-10	>10	
*4	<1	1-5	5-10	11-25	26-50	51-75	76-100			
*5	1	2	3	4	5	6	7	>7		
*6	0-3	4-6	7-9	10-12	13-15	16-18	19-21	>21		
*7	1		2	3	4	5	6	>6		
*8	Fett	Fromental	Hochstauden	Mager						
*9	Arm	Mittel	Reich							
*10	<1.2	1.2-1.5	>1.5							
*11	0-1	2	3	>3						
*12	0-5	6	15	20	>20					
	Negativpunkte									
	0	-1	-2	-3						
*13	<10	11-40	41-70	71-100						
*14	0	1	2	3+						

Anhang 5: Waldrandschlüssel nach Krüsi (2013)



Vorgehen

1. Ausgangspunkt ist die Mitte des ausgewählten, 100m langen Waldrandabschnittes, ca. 10m ausserhalb der ersten Baumreihe
2. 100m lange Beurteilungslinie parallel zum Waldrand festlegen. Diese kann entlang der äusseren Grenze des Krautsaumes verlaufen.
3. 5 Stichprobenpunkte auf der Beurteilungslinie bestimmen. Neben dem Ausgangspunkt werden links und rechts davon je zwei weitere Stichprobenpunkte auf der Beurteilungslinie im Abstand von je 25m festgelegt.
4. An jedem Stichprobenpunkt wird senkrecht zur Beurteilungslinie bzw. zum Waldrand ein 50cm breiter Transekt (Streifen) angelegt und bewertet nach:
 - Tiefenausdehnung von Krautsaum (Grenze Kulturland – erster Strauch), Strauchgürtel (äusserstes Blatt des ersten Strauchs – Bäume über 4m) und Waldrand (äusserstes Blatt des Strauchgürtels – Verbindungslinie zwischen ersten Bäumen mit BHD > 16cm.)
5. Waldrandelemente entlang des Abschnittes beurteilen nach:
 - Längenausdehnung des Krautsaums und Strauchgürtels (Wie viele % des Waldrandabschnittes weisen die betrachtete Struktur auf?)
 - Botanische Vielfalt (Laubbaumarten in Baumschicht, Verholzte Arten sowie Dornstraucharten in Strauchsicht)
 - Belaubungsdichte auf einer Höhe von 1,5m über Boden (100% Bedeckung – Blattfläche auf 1,5m über Boden ist gleich gross wie die Bodenfläche)
 - Kriterien der Ergänzungen beurteilen, falls vorhanden.
 - Krautsaumtyp (Fett, Fromental, Hochstauden, Mager)
 - Botanische Vielfalt der Waldbodenvegetation (arm, mittel, reich)
 - Kleinstrukturen und tote Bäume zählen (Steinhaufen, Totholzhaufen, etc. / Tote Bäume müssen über 2m hoch und einen BHD > 16cm aufweisen.)
 - Tiefe des vorgelagerten Strauchgürtels (ausserhalb des Waldrandes) messen
 - Durch Problemarten bedeckte Fläche in % schätzen
 - Anzahl Arten invasiver Neophyten bestimmen.
6. Mit Hilfe des Schlüssels werden nun die Punkte zugeordnet und die Einstufung des Waldrandes festgelegt.
7. Anschliessend wird eine Plausibilitätskontrolle durchgeführt. Entspricht der Waldrand nicht der subjektiven Einschätzung, können die Transekte um 12,5m verlegt und der Waldrand erneut beurteilt werden.

Auflistung Selektionierter Waldränder – Paare

1-8

Bauma (171) und Wila (181):

Jahr	ID	OBID	Standort	Vegetation	Länge [m]	Massnahmen	LAZ	TIF	Parzelle
2010	1a	181073	Talau Südost	ZW-BW-WS	138	-	7065_2510 7070_2510 7065_2505	7060_2510 7070_2510 7060_2500	2060
Zukunft	1b	181073	Talau Südost	ZW-BW-WS	138	-	7065_2510 7070_2510	7060_2510 7070_2510 7060_2500	2050
2011	2a	181116	Stierweid West	ZW-BW	170	-	7100_2505 7105_2505	7100_2510 7100_2500	2208
Zukunft	2b	179015	Gippegg West	ZW-BW, AE-BIN	170	-	7105_2505 7105_2500	7100_2500	ST1537
2012	3a	181015	Wiestental Südwest	LK-BW-IM	135	-	7060_2535	7060_2530	2852
Zukunft	3b	179111	Hintertobel Südwest	LK-BW-IM	135	-	7100_2490	7100_2490	ST1487
2014	4a	171294	Halden Südwest	ZW-BW	220	-	7100_2465	7100_2460	BA2273
Zukunft	4b	171294	Halden Südwest	ZW-BW	220	-	7100_2465 7105_2465 7100_2460 7105_2460	7100_2460	BA2262
2014	5a	171084	Berg Süd	WH-BW- ZW-WS-LIG	205	-	7070_2470 7075_2470 7070_2465 7075_2465	7070_2470 7070_2460	BA6213
Zukunft	5b	171292	Wellenau Süd	ZW-BW-WS	205	-	7105_2470	7100_2470	BA6514 BA3851 BA6515
2014	6a	171109	Leuholz Ost	ZW-BW- WS, E-BW	230	-	7110_2470 7115_2470	7110_2470 7110_2460	BA1906
Zukunft	6b	171107	Luttenweid Ost	ZW-BW-WS	230	-	7110_2470	7110_2470	BA1899
2014	7a	171070	Leuholz Süd	ZW-BW- WS, AE-BIN	175	-	7110_2470 7110_2465 7115_2465	7110_2470 7110_2460	BA3302
Zukunft	7b	171070	Rösli Süd	ZW-BW- WS, AE, E	175	-	7115_2465	7110_2460	BA4009

2014	8a	181059	Vorder Ägetswil Süd	BS-BW, LK- BW-IM ZW-BW-WS	222	-	7065_2530 7070_2530	7060_2530 7070_2530	2507
Zukunft	8b	181060	Hinter Ägetswil Süd	WM-BW- HS, LK-BW- IM, WS-BW	222	-	7070_2530 7075_2530	7070_2530	2484

9-12

Dübendorf (191):

Jahr	ID	OBID	Standort	Länge [m]	Vegetation	Massnahmen	LAZ	TIF	Parzelle
2013	9a	191021	Chalofen West	180	WM-BW	-	6885_2475	6880_2470	1828
Zukunft	9b	191016	Geerenbach West	180	WH-BW-HS	-	6880_2480 6880_2475	6880_2480 6880_2470	12648
2014	10a	191015	Schulhaus Gockhausen Südwest	135	WM-BW	-	6875_2485	6870_2480	8556
Zukunft	10b	191020	Geren Südwest	135	WM-BW- WZ	-	6880_2475 6885_2475	6880_2470	1743
2014	11a	191014	Heutobel Südwest	187	WH-BW-HS	-	6875_2480 6880_2480	6870_2480 6880_2480	13223
2015	11b	191008	Stettbacher- holz Südwest	187	WH-BW-LK- HS	-	6870_2490	6870_2490	2491
2013	12a	191021	Rüti Südwest	180	WM-BW- BS-BW	-	6885_2475 6885_2470	6880_2470	1843 1835 3781
2015	12b	191007	Hinter Rüti Südwest	180	WM-BW	-	6865_2490	6860_2490	2475 2478 2479

13-24

Effretikon (174) und Lindau (176):

Jahr	ID	OBID	Standort	Länge [m]	Vegetation	Massnahmen	LAZ	TIF	Parzelle
2010	13a	176004	Schwarzenbach Südwest	135	WM-BW-LK	Buchtenhieb	6935_2575	6930_2570	460
Zukunft	13b	176001	Birch Südwest	135	WM-BW-HAS, WM-BW-LK	Buchtenhieb Randbaum	6935_2575	6930_2570	452
2014	14a	176065	Wäldlen Süd	160	WM-BW-LK-HS-WZ	Stufenpflege	6920_2530	6920_2530	1324
Zukunft	14b	176012	Langenwis Süd	160	WM-BW-LK-WZ	Buchtenhieb Stufenpflege	6945_2575	6940_2570	396
2014	15a	176066	Bründlen Süd	162	WM-BW-HS	Stufenpflege	6925_2530 6920_2530	6920_2530	1327
Zukunft	15b	176006	Horain Süd	162	WM-BW-LK	Buchtenhieb	6935_2570 6940_2570	6930_2570 6940_2570	462 471 470
2014	16a	176068	Hermännli Ost	160	WM-BW-HS	Jungwaldrand Buchtenhieb	6925_2530	6920_2530	1813
Zukunft	16b	176026	Handrüti Ost	160	WM-BW-HS-LK	Buchtenhieb Stufenpflege	6940_2555 6940_2550	6940_2550	573
2010	17a	174005	Holzacher West	172	WM-BW-LK	Buchtenhieb	6945_2550	6940_2550	1524
Zukunft	17b	176017	Wipifuren West	172	WM-BW-LK	Langzeitpflege	6950_2570 6950_2565	6950_2570 6950_2560	1912
2010	18a	174064	Luckhusen Südwest	182	WM-BW-HS	Buchtenhieb	6970_2535 6975_2535 6975_2530	6970_2530	5766
Zukunft	18b	176060	Tänenberg Südwest	182	WM-BW-HS	Stufenpflege Buchtenhieb	6935_2530	6930_2530	1446
2011	19a	174010	Fazenetli Südwest	175	WM-BW-LK	Buchtenhieb	6945_2540 6950_2540	6940_2540 6950_2540	1583
2015	19b	176061	Rebacher Südwest	175	WM-BW-HS	Randbaum	6970_2535	6970_2530	5755
2012	20a	174024	Asperg Südost	166	WM-BW-LK-WZ	Buchtenhieb	6950_2520 6945_2520	6950_2520 6940_2520	1721
Zukunft	20b	176083	Zilrüti Südost I	166	WM-BW-HS	Buchtenhieb	6975_2520 6975_2515	6970_2520 6970_2510	5534

2014	21a	174039	Grütforen Südost	172	WM-BW-HAS	Buchtenhieb	6955_2505 6955_2510	6950_2500 6950_2510	2112
Zukunft	21b	176084	Zilrüti Südost II	172	WM-BW-HS	Buchtenhieb	6975_2520	6970_2520	5534 5536 5532
2013	22a	174034	Grändelbach Nordost	153	WM-BW-HAS	Stufenpflege	6950_2515	6950_2510	7441
Zukunft	22b	176038	Langrüti Ost	153	WM-BW-HAS-HS	Buchtenhieb	6920_2555	6920_2550	732
2013	23a	174052	Weidholz Südwest	166	WM-BW-LK	Stufenpflege	6980_2540	6980_2540	5820
Zukunft	23b	176097	Foren Südwest	166	WM-BW-LK, LK-BW-IM	Stufenpflege Buchtenhieb	6985_2510	6980_2510	5410 5419 5418
2011	24a	174070	Galgen Süd	160	WM-BW-LK-WZ	Buchtenhieb Stufenpflege	6975_2540	6970_2540 6970_2530	5780 5779
Zukunft	24b	174053	Engelsascher Süd	160	WM-BW-HS	Stufenpflege	6980_2545 6985_2545	6980_2540	5837

25-28

Greifensee (194) und Schwerzenbach (197):

Jahr	ID	OBID	Standort	Länge [m]	Vegetation	Massnahmen	LAZ	TIF	Parzelle
2010	25a	194002	Breitenstuden Südost	168	WM-BW, AE	-	6925_2475 6930_2475	6920_2470 6930_2470	1149
2015	25b	194009	Chrotenbüel Nordost	168	WM-BW-HS-LK-WZ	-	6945_2455	6940_2450	961
2011	26a	197000	Eich Nordwest	150	WM-BW-WZ	-	6915_2495	6910_2490	173
Zukunft	26b	197001	Eich Südwest	150	WM-BW-HS-WZ	--	6915_2495	6910_2490	147
2014	27a	194004	Lerchenplatz Südwest	162	WM-BW-LK	-	6930_2475	6930_2470	1112
2016	27b	194011	Chrotenbüel Südwest	162	WM-BW-HS	-	6940_2455 6945_2455	6940_2450	965
2014	28a	194013	Chrotenbüel Nord	151	WM-BW-HS	-	6945_2455	6940_2450	966
2015	28b	197001	Chrutzelriet Nord	151	WM-BW-WZ	-	6915_2495	6910_2490	142 143 146 148

29-36

Fällanden (193) und Maur (195):

Jahr	ID	OBID	Standort	Länge [m]	Vegetation	Massnahmen	LAZ	TIF	Parzelle
2010	29a	193015	Müliweiher Nordwest	147	WH-BW-LK	Regelmässig	6900_2470 6905_2470	6900_2470	4009
Zukunft	29b	195044	Holenstud Nordwest	147	WH-BW-LK	-	6910_2445	6910_2440	8605
2012	30a	193021	Grundhilti Nordorst	160	WM-BW- HAS	Regelmässig	6900_2465 6905_2465	6900_2460	4033
Zukunft	30b	195038	Forenwis Nord	160	WH-BW- WZ	-	6910_2435	6910_2430	7038 7037
2012	31a	193021	Grundhilti Südwest I	140	WM-BW	Regelmässig	6900_2465 6905_2465	6900_2460	4028
Zukunft	31b	195035	Forenwis Süd	140	WM-BW- WZ	-	6905_2435 6910_2435	6900_2430 6910_2430	7036
2012	32a	193021	Grundhilti Südwest II	151	WM-BW- HS, WZ	Regelmässig	6905_2465	6900_2460	4028
Zukunft	32b	195035	Forenwis West	151	WH-BW- HAS	-	6910_2435	6910_2430	7034
2012	33a	193029	Hasenacher Ost	215	WM-BW- WZ	Regelmässig	6915_2460	6910_2460	4278
Zukunft	33b	193027	Schwandlen Ost	215	WM-BW- HS	-	6910_2460	6910_2460	2874
2014	34a	193019	Rüteli Nordwest	143	WM-BW-LK	Regelmässig	6900_2470 6900_2465	6900_2470 6900_2460	3898
Zukunft	34b	195038	Mattwiesen Nord	143	WH-BW	-	6900_2450	6890_2450 6900_2450	7089 7088
2014	35a	193028	Hasenacher Nord	183	WM-BW- LK-WZ	Regelmässig	6910_2460 6915_2460	6910_2460	4278
Zukunft	35b	195013	Altigel Nord	183	WM-BW- LK, AR	-	6910_2455 6915_2455 6910_2450	6910_2450	7123
2014	36a	193028	Schwandeln Südwest	176	WM-BW-LK	Regelmässig	6910_2460 6915_2460	6910_2460	4278
Zukunft	36b	193028	Stuelen Südwest	176	WM-BW	-	6910_2460 6915_2460	6910_2460	4278

37-40

Meilen (156) und Stäfa (158):

Jahr	ID	OBID	Standort	Länge [m]	Vegetation	Massnahmen	LAZ	TIF	Parzelle
2014	37a	156084	Hinterburg Nordwest	177	AE-BIN, WM-BW- HS	-	6905_2370 6910_2370	6900_2370	3439
2015	37b	156024	Mülihölzli Nordwest	177	WH-BW-LK- WZ	-	6910_2375	6910_2370	5255
2014	38a	156084	Hinterburg West	192	E-BW	-	6905_2370 6910_2370	6900_2370	3439
2015	38b	156024	Tannacher West	192	WH-BW-LK- WZ, WM-BW- HS	-	6910_2375 6910_2370	6910_2370	5264
2014	39a	156084	Hinterburg Nord	197	E-BW, ZW- BW	-	6905_2370 6905_2365	6900_2370 6900_2360	3439
Zukunft	39b	156092	Zwüschetbach Nordwest	197	WM-BW, WH-BW	-	6920_2370	6920_2370	10908
2014	40a	158054	Lochrain Nordwest	159	WM-BW- HAS, TK-ES	-	6980_2345	6980_2340	11653
Zukunft	40b	158041	Auenbach Nord	159	WM-BW- HAS-WZ	-	6975_2345	6970_2340	11557

41-44

Rafz (10):

Jahr	ID	OBID	Standort	Länge [m]	Vegetation	Massnahmen	LAZ	TIF	Parzelle
2013	41a	1075	Ob der Metten Ost	170	WM-BW- HAS-LK-WZ	-	6810_2755 6815_2755	6810_2750	4499
Zukunft	41b	1077	Tüfwiesen Ost	170	WM-BW- HAS	-	6815_2750	6810_2750	4538
2013	42a	1074	Holzloch Südost	171	WM-BW- WZ	-	6815_2760 6815_2755	6810_2760 6810_2750	4497
2015	42b	1070	Bleiki Südost	171	AE	-	6830_2745	6830_2740	5764
2014	43a	1080	Grundforen Südwest	185	WA-BW	-	6815_2750 6820_2750	6810_2750 6820_2750	5128

Zukunft	43b	1073	Grund Südwest	185	WM-BW-WZ, WA-BW	-	6820_2755	6820_2750	4506
2014	44a	1072	Grundforen Nordwest	185	WM-BW-HAS	-	6820_2755 6815_2750 6820_2750	6810_2750 6820_2750	5128
Zukunft	44b	1064	Milchbuck Nordwest	185	WM-BW-HAS	-	6840_2730	6840_2730	4879

45-48

Regensdorf (96):

Jahr	ID	OBID	Standort	Länge [m]	Vegetation	Massnahme	LAZ	TIF	Parzelle
2010	45a	96013	Gertholz Süd	200	WM-BW-LK-WZ	-	6785_2560 6785_2565	6780_2560	8321 8313
Zukunft	45b	96036	Stapfenbüel Süd	200	WM-BW	-	6785_2540	6780_2540 6790_2540	8206
2010	46a	96013	Gertholz Südost	190	WM-BW-LK-WZ	-	6785_2565 6780_2560 6785_2560	6780_2560	8319
Zukunft	46b	96018	Moos Südost	190	WM-BW-WZ	-	6795_2555 6795_2550	6790_2550	8378
2011	47a	96014	Wolfhag West	174	WM-BW-LK-WZ	-	6785_2560 6790_2560	6780_2560 6790_2560	8327 8328
Zukunft	47b	96018	Asp West	174	WM-BW-WZ	-	6795_2555 6795_2550	6790_2550	8378
2011	48a	96016	Halden Südwest	200	WM-BW-HAS	-	6790_2555	6790_2550	8349
Zukunft	48b	96018	Bettli Südwest	200	WM-BW-HAS	-	6790_2555 6795_2555	6790_2550	8365 8366

49-60

Turbenthal (228) und Hofstetten (222):

Jahr	ID	OBID	Standort	Länge [m]	Vegetation	Massnahmen	LAZ	TIF	Parzelle
-	49a	228065	Christenbüel Südwest	152	WS-BW-LK-IM-LIG	Regelmässig	7070_2550 7070_2545	7070_2550 7070_2540	3351
Zukunft	49b	228063	Böshölzli Südwest	152	LK-BW-IM-LIG, ZW-BW, BS-BW	-	7070_2550	7070_2550	1750

-	50a	228078	Tobel Nordost	168	WM-BW-HAS, ZW-BW	Regelmässig	7080_2550	7080_2550	1818
Zukunft	50b	228080	Teichert Nordost	168	WM-BW LK-BW-IM	-	7085_2550	7080_2550	2006
-	51a	228078	Tobel Südost	169	LK-BW-IM-LIG	Regelmässig	7080_2550	7080_2550	1818
Zukunft	51b	228062	Friedhofbach Südost	169	LK-BW-IM	-	7065_2550	7060_2550 7070_2550	3237 3238
-	52a	228078	Tobel West	170	WM-BW, LK-BW-IM	Regelmässig	7085_2550 7080_2550	7080_2550	1818
Zukunft	52b	228067	Tüfotel West	170	WM-BW, LK-BW-IM	-	7075_2550 7075_2545	7070_2550 7070_2540	1779
-	53a	222066	Schauenberg Ost	189	LK-BW-IM	Regelmässig	7070_2575 7070_2570	7070_2570	883
Zukunft	53b	228064	Gigeracher Ost	189	LK-BW-IM, ZW-BW	-	7070_2555 7070_2550 7065_2550	7070_2550	3240
-	54a	222670	Schauenberg West	162	LK-BW	Regelmässig	7070_2570 7075_2575 7075_2570	7070_2570	883
Zukunft	54b	228050	Neuweid West	162	WH-BW-LK, ZW-BW	-	7080_2560	7080_2560	3180
2014	55a	228010	Tobelacher Süd	151	ZW-BW	-	7050_2560 7055_2560	7050_2560	3321
Zukunft	55b	228025	Nübruch Süd	151	WM-BW, LK-BW	-	7065_2560 7060_2560	7060_2560	3295
2014	56a	228013	Furtbach West	165	AE-BIN, ZW-BW	-	7060_2560	7060_2560 7060_2550	3297
Zukunft	56b	228064	Chindentobel West	165	LK-BW-IM-LIG	-	7070_2550 7070_2555	7070_2550	3254
2014	57a	228061	Risi Südwest	150	E, AE-BIN, WS-BW-LIG	-	7060_2550 7065_2550	7060_2550	3224
Zukunft	57b	228089	Chalberweidli Südwest	150	LK-BW-IM, OF	-	7090_2550	7090_2550	2079
2014	58a	228065	Langbreiti Südost	182	WM-BW-HS	-	7070_2545 7075_2545	7070_2540	1761
Zukunft	58b	228004	Tobelacher Südost	182	ZW-BW	-	7050_2555	7050_2560 7050_2550	3321
2014	59a	228086	Nüselacker Ost	181	ZW-BW, SBE-RSH, LK-BW-IM	-	7090_2555	7090_2550 7090_2560	2207
Zukunft	59b	228091	Härti Ost	181	ZW-BW	-	7090_2560	7090_2560	2271

7095_2560

2014	60a	228073	Grüebli Ost	166	LK-BW-IM-LIG	-	7080_2550 7080_2545	7080_2550 7080_2540	1817
Zukunft	60b	228067	Tüfetel Ost	166	WM-BW-HS	-	7075_2550	7070_2550 7070_2540	1778

61-81

Bassersdorf (52), Dietlikon (54), Nürensdorf (64), und Wallisellen (69):

Jahr	ID	OBID	Standort	Länge [m]	Vegetation	Massnahmen	LAZ	TIF	Parzelle
2010	61a	52003	Wolfrüti Südost	170	WM-BW-HS	-	6885_2565	6880_2560	5500
Zukunft	61b	64012	Rain Südost	170	WM-BW-WZ	-	6890_2580 6895_2580	6890_2580	1604
2010	62a	52009	Langetholz Süd	182	WM-BW-LK	-	6885_2565 6890_2565	6880_2560 6890_2560	5477
Zukunft	62b	64015	Ebni Süd	182	WM-BW-LK-WZ	-	6895_2585	6890_2580	1546
2010	63a	52010	Heidenburg Süd	200	WM-BW-LK	-	6890_2565	6890_2560	5485 5486
2016	63b	64013	Wisacher Südost	200	WM-BW-HS, WM-BW-WZ, AE-BIN	-	6890_2580 6895_2580	6890_2580	1627
2010	64a	52012	Hintermoos Ost	184	LK-BW, AE-BIN	-	6890_2565	6890_2560	5460
Zukunft	64b	52026	Wannen-grueb Ost	184	WM-BW-HAS	-	6885_2545	6880_2540	5786
2010	65a	52012	Hintermoos Nordost	156	WM-BW-WZ, AE	-	6890_2565	6890_2560	5460
Zukunft	65b	64014	Golfplatz Breitenloo Nordost	156	WM-BW-LK, LK-BW-IM-LIG	-	6895_2585 6895_2580	6890_2580	1546
2010	66a	52014	Rüdigriet Ost	173	WM-BW-LK-HS	-	6895_2565	6890_2560	5448
Zukunft	66b	64012	Grabacher Ost	173	WM-BW	-	6890_2580 6895_2580	6890_2580	1604
2010	67a	52014	Rüdigriet Nordost	160	WM-BW-WZ	-	6895_2565	6890_2560	5448

Zukunft	67b	64031	Erspel Nord	160	AE-BIN, WM-BW-LK	-	6905_2570 6910_2570	6900_2570 6910_2570	834
2011	68a	52007	Geissbüel Südwest	216	WM-BW- HAS-LK	-	6890_2565 6890_2560	6890_2560	5460
Zukunft	68b	64024	Wolfsbrun- nen Südwest	216	WM-BW- LK-WZ	-	6925_2570	6920_2570	1580
2011	69a	52028	Untereigen Südwest	170	WM-BW- HAS	-	6905_2545 6905_2540	6900_2540	5308
2016	69b	52043	Büelacher Südwest	170	WM-BW- RIP	-	6910_2535 6910_2530	6900_2530 6910_2530	5000
2011	70a	64003	Schluch Nordwest	213	WM-BW- HAS	-	6900_2560	6900_2560	1878
Zukunft	70b	64031	Erspel Nordwest	213	AE-BIN, WM-BW, WH-BW-LK- WZ	-	6910_2570	6900_2570 6910_2570	834
2012	71a	54002	Hinterägert Südost	215	WM-BW- LK-WZ	-	6890_2510	6890_2510	5687 1569
2015	71b	69006	Grindel Süd II	215	WM-BW-LK	-	6865_2515	6860_2510	9424
2013	72a	52005	Unteränts- berg Nordwest	150	WM-BW- HAS	-	6880_2565 6885_2565	6880_2560	5571
2015	72b	52025	Tiergarten Nordwest	150	WM-BW- HAS	-	6885_2545	6880_2540	5710
2013	73a	52013	Walishalden Südwest	203	WM-BW- HS	-	6895_2565 6895_2560	6890_2560	5457
Zukunft	73b	64039	Rain Südwest	203	WM-BW- WZ-HS	-	6920_2565 6920_2560	6910_2560 6920_2560	559
2013	74a	52024	Tiergarten Süd	190	WM-BW- HAS	-	6885_2545	6880_2540	5710
2015	74b	69006	Grindel Süd I	190	WM-BW	-	6860_2515 6865_2515	6860_2510	9812
2013	75a	64010	Vorder Mülberg Ost	171	WH-BW- HS, WM- BW	-	6910_2550	6910_2550	462
Zukunft	75b	64044	Chällerholz Ost	171	WM-BW	-	6920_2550 6920_2545	6920_2550 6920_2540	503
2012	76a	69003	Seemadel Südost	190	WM-BW- WZ	-	6870_2530	6870_2530	10786
Zukunft	76b	69002	Schoren Südost	190	WM-BW- HAS	-	6870_2535 6870_2530	6870_2530	4666 4668

2014	77a	52029	Hüenerrain Süd	207	WM-BW-LK	-	6905_2540 6910_2540	6900_2540 6910_2540	5313 5314
2016	77b	52042	Simbelholz Süd	207	WM-BW-HAS	-	6910_2535 6915_2535	6910_2530	5206 5208
2014	78a	52030	Langentannen Ost	175	WM-BW	-	6910_2545 6910_2540	6910_2540	5301
Zukunft	78b	52018	Schluch Ost	175	WM-BW-LK, AE-BIN, UEA	-	6900_2560	6900_2560	5441
2014	79a	52031	Hintermülberg Nordost	200	WM-BW-HAS	-	6910_2550	6910_2550 6910_2540	5334
Zukunft	79b	64023	Weieracher Ost	200	WM-BW-LK-WZ	-	6915_2575	6910_2570	765
2014	80a	52032	Rindel Nordost	186	WM-BW-HAS	-	6910_2545	6910_2540 6910_2550	5335
Zukunft	80b	64045	Hinterholz Ost	186	WM-BW-WZ	-	6920_2545	6920_2540	506
2010	81a	69007	Autobahn Einfahrt Ost	180	WM-BW-LK	-	6875_2510	6870_2510	9113
2015	81b	64008	Lattenbuck Südost	180	WM-BW, WM-BW-RIP	-	6910_2550 6915_2550 6910_2545	6910_2550 6910_2540	2725 2727

82-89

Hettlingen (221) und Neftenbach (223) und Humlikon (32):

Jahr	ID	OBID	Standort	Länge [m]	Vegetation	Massnahmen	LAZ	TIF	Parzelle
2010	82a	223071	Leigrueb West I	150	BS-BW, WM-BW-HAS	Buchtenhieb	6930_2650	6930_2650	1755
Zukunft	82b	223039	Brämenbuck West	150	WA-BW, WM-BW-HS, BS-BW	-	6910_2655 6910_2650	6910_2650	1582 1654
2010	83a	223072	Leigrueb West II	170	WM-BW-HAS	Buchtenhieb	6930_2650	6930_2650	1755
Zukunft	83b	223063	Rötelboden	170	LK-BW-IM	Langzeitpflege	6930_2640	6920_2640 6930_2640	3197
2011	84a	221027	Niderholz West	193	WM-BW-HS-LK-WZ	Langzeitpflege	6955_2680 6955_2675	6950_2680 6950_2670	2156
Zukunft	84b	32041	Grosswis Südwest	193	WM-BW-LK-WZ	-	6945_2695 6945_2690	6940_2690	1187

2011	85a	223028	Tobel Nord	177	LK-BW-IM, WM-BW-LK	Jungwaldrand	6910_2650	6910_2650	1577
Zukunft	85b	223023	Chälhof Nord	177	WM-BW- LK, LK-BW- IM	Stufenpflege	6905_2655 6910_2655	6900_2650 6910_2650	1571
2014	86a	223035	Erlen Ost	164	AE-BR, ZW- BW, AR-BW	Stufenpflege	6910_2645	6910_2640	1569
Zukunft	86b	223036	Hagenbuech Ost	164	WM-BW- LK, AE-BR	Stufenpflege	6910_2645	6910_2640	1521
2013	87a	223064	Althau Nord	188	LK-BW-IM	Randbaum	6925_2640 6930_2640	6920_2640 6930_2640	3197
Zukunft	87b	223070	Tüfenloch Nord	188	BS-BW, WM-BW- HS, WM- BW-HAS	Stufenpflege	6930_2655 6930_2650	6930_2650	1739
2013	88a	223100	Grabacher Südwest	186	WM-BW- LK-WZ	Stufenpflege	6915_2660	6910_2660	1909
Zukunft	88b	223107	Ghei Südwest	186	WM-BW- HS-LK	Stufenpflege	6905_2665 6910_2665	6900_2660 6910_2660	1926
2014	89a	223097	Bergacher Südwest	152	WM-BW- HS	Langzeitpflege	6915_2660 6920_2660	6920_2660 6920_2650	1889
Zukunft	89b	223096	Ödenhof- bach Südwest	152	WM-BW- HS	Stufenpflege	6920_2660 6920_2655	6920_2660 6920_2650	1893

90-100

Winterthur (230) und Kollbrunn (231):

Jahr	ID	OBID	Standort	Länge [m]	Vegetation	Massnahmen	LAZ	TIF	Parzelle
2013	90a	230119	Binz Südwest	201	WM-BW- HS-HAS	-	7005_2605 7005_2600	7000_2600	7618
Zukunft	90b	230121	Floren Südwest	201	WM-BW- HS, WA- BW	-	7010_2600	7000_2600 7010_2600	7610 7606
2012	91a	230106	Weid Südwest	197	WM-BW- HS, LK-BW- IM	-	7010_2575	7010_2570	6641
Zukunft	91b	231108	Koppenholz Südost	197	WM-BW- HS, LK-BW- IM	-	7015_2570	7010_2570	5580
2014	92a	230130	Binzenloo Südost	200	WH-BW- LK, ZW- BW, SBE	-	7010_2585 7015_2585	7010_2580	7762

Zukunft	92b	230108	Unter Ricketwil Südost	200	WM-BW-LK-WZ	-	7020_2605 7020_2600	7020_2600	14863
2011	93a	230135	Mösli Süd	203	WM-BW-HS	-	7020_2595 7020_2590	7020_2590	7791
Zukunft	93b	230122	Chölberg Süd	203	WM-BW-HS	-	7010_2600	7010_2600	1898
2010	94a	230133	Ifang Südwest	186	LK-BW, WM-BW-HAS, ZW-BW	-	7015_2595 7020_2595 7020_2590	7010_2590 7020_2590	10852
Zukunft	94b	230136	Rütibül Südwest	186	WA-BW	-	7020_2595 7020_2590 7025_2590	7020_2590	7724
2011	95a	230130	Bachtobel Südost	170	WH-BW-LK, LK-BW	-	7015_2590 7015_2585	7010_2590 7010_2580	7761
Zukunft	95b	230110	Hinterächer Südost	170	WM-BW-HS	-	7020_2605	7020_2600	14863
2012	96a	230100	Sennhof West	160	LK-BW-IM, WM-BW-HS, WS-BW	-	6995_2580	6990_2580	7090
Zukunft	96b	230103	Oberzelg West	160	LK-BW, WS-BW	-	6995_2575	6990_2570	6671
2014	97a	230084	Eschenberg Südost	158	WH-BW-LK-WZ	-	6980_2590	6980_2590	1860
Zukunft	97b	23083	Paradies Ost	158	WH-BW-LK-WZ	-	6985_2595	6980_2590	960
2011	98a	230087	Eschenberg Südwest	180	WH-BW-LK-WZ	-	6985_2590 6980_2590	6980_2590	1860
Zukunft	98b	230116	Eichbüel West	180	WM-BW-HS	-	7005_2605	7000_2600	8385
2010	99a	230087	Eschenberg Südwest	184	WH-BW-LK-WZ	-	6985_2585 6985_2590	6980_2590 6980_2580	1860
Zukunft	99b	230124	Chölberg Südwest	184	WM-BW-LK, WH-BW	-	7015_2600	7010_2600	13739
2010	100a	23080	Berental Süd	170	LK-BW-IM	-	6995_2580	6990_2580	10901
Zukunft	100b	230077	Berentalbach Süd	170	LK-BW-IM, TK	-	6990_2585 6990_2580 6995_2585 6995_2580	6990_2580	3333 9397

Ausnahmen Puffer

Definitive Parameter: Puffer nach INNEN: 30m, Puffer nach AUSSEN: 20m

Ausnahmen: 6a (15m aussen)
22a (15m aussen)
24b (15m aussen)
28a (15m aussen)
31a (15m aussen)
35a (25m innen)
49a (10m aussen)
52a (10m aussen)
74a (15m aussen)

Abkürzungen Waldvegetation

AE = Ahorn-Eschenwald, AR = Aronstab

BR = Bärlauch, BS = Bergseggen, BW = Buchenwald, BIN = Bingelkraut

E = Eibe, EM = Eschenmischwald, ES = Esche

HS = Hornstrauch, HAS = Hainsimse

IM = Immenblatt

LK = Lungenkraut, LIG = Liguster

OF = Orchidee-Föhrenwald

RIP = Rippenfarn, RSH = Riesenschachtelhalm

TK = Traubenkirsche

SBE = Seggen-Bacheschenwald

UEA = Ulmen-Eschen-Auenwald

WA = Waldhainsimsen, WAS = Waldsegge, WH = Waldhirse, WM = Waldmeister, WS = Weisseggen,
WZ = Wald-Ziest

ZE = Zweiblatt-Eschenmischwald, ZW = Zahnwurz



Vertragsnummer: GV4065
Datum: 09.12.2015
Vertragstyp: 1e

Kanton Zürich
Baudirektion
Amt für Raumentwicklung
Geoinformation

GIS-Produkte

Stampfenbachstrasse 12
8090 Zürich
Telefon +41 43 259 30 22
are.geoshop@bd.zh.ch
www.are.zh.ch

Kontakt:
Joel D'Angelone
Telefon +41 43 259 27 69

Nutzungsvertrag

zwischen

Datenlieferant

Baudirektion Kanton Zürich,
vertreten durch das Amt für Raumentwicklung
und

Datenbenutzer

Geografisches Institut
Universität Zürich
Gabriel Zurschmiede
Kleinikon 2

8312 Winterberg ZH

Auftragstitel

Assensing Forest Edge Enhancements with Laser Scanning: Derivation and Analysis of Structural Diversi

Der Datenlieferant gewährt dem Datenbenutzer das Recht, im aufgeführten Perimeter folgende Produkte gemäss den beiliegenden Allgemeinen Geschäftsbedingungen vom 28.11.2013 zu nutzen.

Produkte

Anz.	Produktebezeichnung
1	0.11 Feste Bereitstellungskosten (GebV GeoD vom 25.9.2013)
1	0.12 Variable Bereitstellungskosten (GebV GeoD vom 25.9.2013)
1	169 Waldrandförderobjekte
1	111 Waldareal 1:5'000
1	110 Vegetationskundliche Kartierung der Wälder im Kanton Zürich (Waldvegetationskarte)

Perimeter
KT ZH

Verwendungszweck für die Datennutzung

- Verwendung als Eigengebrauch ohne gewerbliche Nutzung
- Verwendung als Planhintergrund

Datenformat

- Vektordaten: Shape-File

Datenträger

Email < 2.5MB > Download

Besondere Vereinbarungen

Der Datenlieferant liefert dem Datenempfänger leihweise und kostenlos die oben aufgeführten Daten. Die Daten dürfen nur im Rahmen des im Auftragsmittel erwähnten Projektes und im Sinne dieses Vertrages benutzt werden und müssen nach Ablauf des Projektes gelöscht werden. Die Datenlieferung erfolgt im Auftrag der unten genannten Amtsstelle, welcher auch die Kosten verrechnet werden. Die Datenlieferung erfolgt für den Datenempfänger kostenlos.

Der Datennutzer verpflichtet sich als Gegenleistung für die unentgeltliche Nutzung der Geodaten die im Rahmen seiner Masterarbeit erarbeiteten Resultate der Abt. Wald zugänglich zu machen und ein gedrucktes Exemplar der Publikation zu überlassen.

Die Datenlieferung erfolgt im Auftrag von

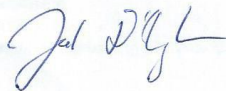
Amtsstelle ALN Wald

Zuständige Person **Charles Henry**

Tel: **043 259 27 43**

Zürich, den *10.12.15*

Der Datenlieferant:



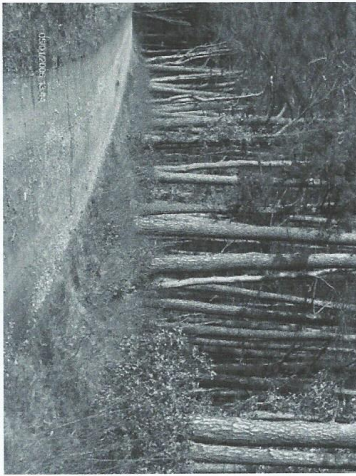
Der Datenbenutzer:





Geodatenatz

Waldrandförderobjekte



GIS-ZH Nr.	169
Kurzbeschreibung	Waldrandförderobjekte sind strukturreiche, ökologisch wertvolle Waldränder, die erhalten oder aufgewertet werden sollen.
Beschreibung	Durch ihre strukturierte Vielfalt leisten Waldrandobjekte einen wichtigen Beitrag an die biologische Vielfalt der Landschaft. Dank ihrem Artenreichtum sind sie ein wichtiges Element, am Übergang zwischen Kulturland und Wald, welches auch optisch stark wahrgenommen wird. Regelmässige Pflegeeingriffe sind Voraussetzung um diese besondere Landschaftsstruktur zu erhalten.
Themen	Im Rahmen des Waldentwicklungsplanes WEP wurden 1599 km forderungswürdige Waldränder ausgeschrieben. Der vorliegende Datensatz stellt die Fortschreibung der Objekte des WEPs (B6 Waldrandförderung) dar und soll laufend aktuell ergänzt werden.
Schlüsselwörter	Die Förderungswürdigkeit der Waldränder erfolgt gemäss Auftragschlosser von Pro Natura, Landwirtschaft, Wald, Flora, Fauna, Natur- und Landschaftsschutz Biodiversität, Artenvielfalt

Datum / Nachführung

Datum aktueller Stand	21.07.2014
Nachführungstyp	nach Bedarf
Benennungszustitus	In Entwicklung

Ausdehnung / Referenzsystem / Massstab

Ausdehnung xy [m]	Y Max.: 2833396 X Min.: 692935 Y Min.: 223895 X Max.: 719900
Geographisches Gebiet	Kanton Zürich
Referenzsystem	CH1903_LV03
Erfassungsmaßstab	1:2500
Lagegenauigkeit	1,0[m]

Datenformat

Darstellungstyp	Vektor
Geometrietyp	Linie
Datenformat	SDE

Gesetzgebung

Geobasisdaten - ID	
Rechtliche Grundlage(n)	

Datenverteilung / Visualisierung / Zusatzinformation

Zugriffsberechtigung	kantonintern
Anwendungsbeschreibung	
Abgabeformat	ESRI Personal Geodatenbase, ESRI Shapefile,

Informationen über die Geometadaten

Geometadaten letzte Änderung	20.02.2014
-------------------------------------	------------

Kontakte

Verantwortlich für Geometadaten	Zuständig für Geometadaten
Amt für Landschaft und Natur Abteilung Wald Charles Henry Weinbergstrasse 15 Postfach 8090 Zürich Tel.: +41 43 259 27 48 Tel. direkt: +41 43 259 27 43 E-Mail: charles.henry@bdz.ch www: http://www.wald.kanton.zh.ch	Amt für Landschaft und Natur Abteilung Wald Charles Henry Weinbergstrasse 15 Postfach 8090 Zürich Tel.: +41 43 259 27 48 Tel. direkt: +41 43 259 27 43 E-Mail: charles.henry@bdz.ch www: http://www.wald.kanton.zh.ch

Inhalt / Identifikation

Titel	Waldrandförderobjekte
--------------	-----------------------

Datenstruktur: Geodatenelemente (inkl. Attribute)

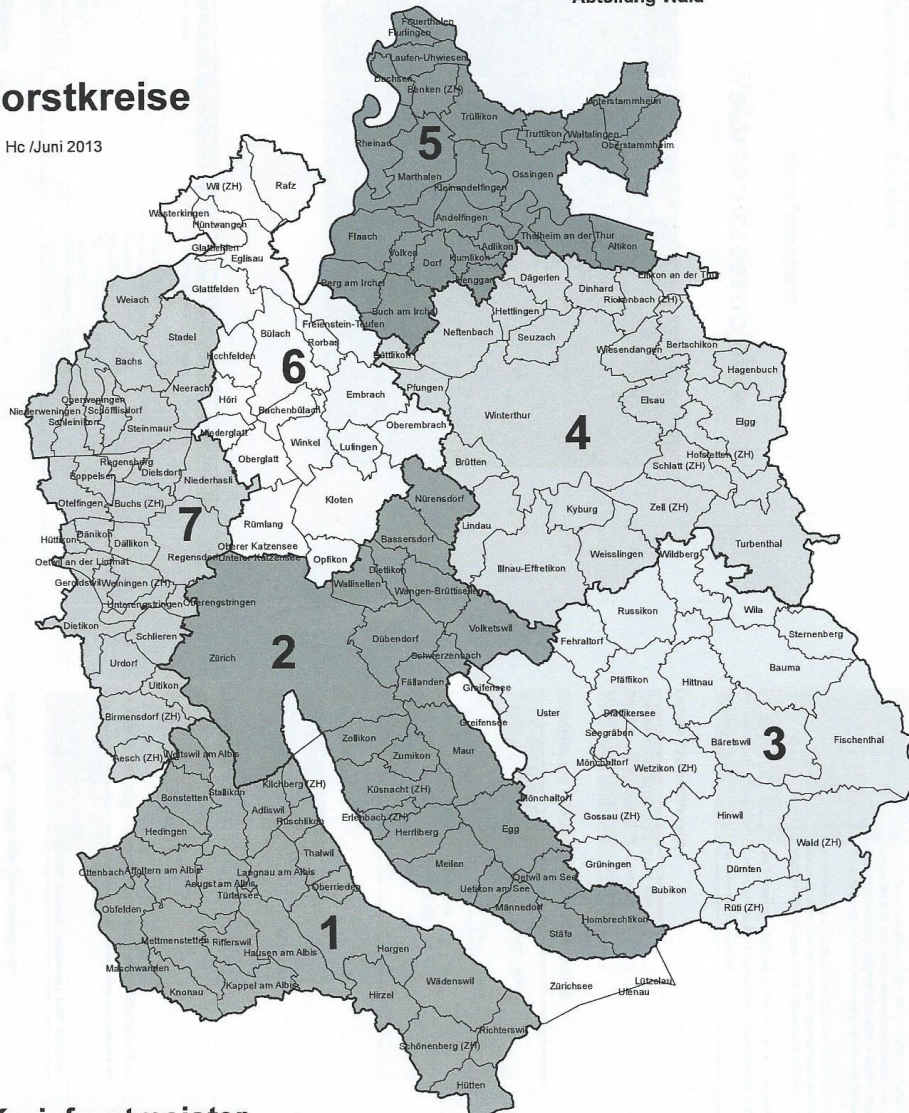
Name	Typ	Einheit	Beschreibung
GIS-ZH Nr.	158.1		Waldrand/Forstobjekte
Beschreibung			Die FG WALDRANDFORSTOBJEKTE_L stellt die Weiterführung der im WEP Plan "Bevorzugte Ziele" beschriebenen Linien "56 Waldrandförderung" dar. Sie ist kantonalen Lesern und kann für Darstellungszwecke verwendet werden.
Filename	ALL_WALDRANDFORSTOBJEKTE_L		
Geometrietyp	Line		

Name	Typ	Einheit	Beschreibung
BEFRAG	Short	Integer	Information, ob auf Objekt befragsberechtigt ist. Werte: 0 = nicht befragsberechtigt 1 = befragsberechtigt
BEWERTUNGEN	String		zusätzliche unstrukturierte Infos zum Objekt
BFS	Short	Integer	Gemeindenummer gemäss Bundesamt für Statistik (Objekte wurden an der Gemeindegrenze geschitten)
FK	Short	Integer	Bezeichnet, welcher Forstkreis für das Objekt administrativ zuständig ist (nicht, welcher bewirtschaftet)
FORSTRETTBESTAND	Integer	Integer	bestrand, wozu Förderung befrachten werden soll. (vorerst nicht verfügbar)
INSTRUMENT	Short	Integer	bestrand, mittels welchem Verfahren die Förderung erfolgen soll. Werte: 1 = Betriebsplan 2 = Massnahmenplan 3 = Forst / Ladungsvereinbarung 4 = Verding / Ladungsvereinbarung
KARTIERUNGSJAHR	Short	Integer	Jahr in welchem, der Waldrand kartiert wurde
KEBESSPARZ	String		(vorerst nicht verfügbar)
LMUTDAT	Date		Mutationsdatum, Datum, an welchem der Record erzeugt, oder letztmalig verändert wurde
LMUTUSER	String		Kennzeichen des Bearbeiters, welcher Mutation ausgeführt hat
OBJECTID	Long	Integer	SYSTEM
OBJID	Long	Integer	ehem. Primärschlüssel, wird evtl. noch als Schlüssel benötigt, um Bestände, zusätzliche tabellarische Informationen zu joinsen
OBJNR	Short	Integer	Objektnummer, welche den Waldrand innerhalb einer Gemeinde eindeutig identifiziert. Wird benötigt zum Zeichnen von Plänen und teilweise als Identifikator bei Auszahlungen
PARZNR	String		Nummer der Parzelle, zu welcher das Forstobjekt dazugehört. (vorerst nicht verfügbar)
SHAPE	Shape		SYSTEM
STATUS	Short	Integer	Bestandungsstatus und rechtlicher Status des Objektes. Werte: 1 = aktuell, im WEP 2010 enthalten 2 = abgeplant, im WEP 2010 enthalten 3 = neu, in zukünftigen WEP übernehmbar 4 = potentiell/leichte oder geplante Fläche
WALDRANDOBJEKTE_ID	Long	Integer	Primärschlüssel. Nach periodischem Verschnitt mit Waldgenium werden neue Records und mit ihnen neue WALDRANDOBJEKTE_ID generiert. Eignet sich deshalb nicht als Referenz für das Anhängen von weiteren Inhalten aus Tabellen)
WNRS6	Long	Integer	6-stellige Waldnummer (eigenlich Waldgeniumsummenr); bezeichnet den Waldgenium eines Objektes. Neu werden damit der tatsächlichen Eigentümer und nicht der Bewirtschafter einer Fläche bezeichnet. Das Attribut WNRS ist auch der Fremdschlüssel, mit welchem die Feature Class WALDRANDGENIUM_F zukünftig joined werden kann. (vorerst nicht verfügbar)



Forstkreise

Hc /Juni 2013



Kreisforstmeister

- 1: Th. Hegetschweiler, Weinbergstrasse 17, 8090 Zürich, 043 259 29 71, theo.hegetschweiler@bd.zh.ch
- 2: R. Guggisberg, Zürcherstrasse 9, 8620 Wetzikon, 043 259 55 32, andreas.guggisberg@bd.zh.ch
- 3: S. Wegmann, Zürcherstrasse 9, 8620 Wetzikon, 043 259 55 33, samuel.wegmann@bd.zh.ch
- 4: Hp. Reifler, Riedhofstrasse 62, 8408 Winterthur, 052 224 27 24, hanspeter.reifler@bd.zh.ch
- 5: F. Cuny, Riedhofstrasse 62, 8408 Winterthur, 052 224 27 24, felix.cuny@bd.zh.ch
- 6: S. Rechberger, Weinbergstrasse 17, 8090 Zürich, 043 259 29 76, stefan.rechberger@bd.zh.ch
- 7: S. Studhalter, Weinbergstrasse 17, 8090 Zürich, 043 259 29 77, stefan.studhalter@bd.zh.ch

Datenauswertung Waldränder P1351

Datengrundlage

- 100 Waldrand-Paare (behandelt vs. unbehandelt), d.h. total 200 WR
- Behandelte WR: Einteilung in 4 Altersklassen (Eingriffszeitpunkt): 2010, 2011-13, 2014, regelmässig.
- Unbehandelte WR: 2 Kategorien, die für die Auswertung nicht unterschieden werden.

Zielgrößen für die Auswertung

Nr.	Beschreibung Messgrösse	Definition anhand Daten GZ
V1- V3	Heterogenität der Oberhöhe der Belaubung a) für den ganzen Waldrand bzw. horizontal definierte Zonen	[Stats_CHM] Standardabweichung (oder Variationskoeffizient) der Höhenangabe pro 1m ² ; separat analysiert für Total, Innen, Aussen
V4- V8	b) für die einzelnen Höhenschichten (Layer)	[Stats_Layer] Standardabweichung (oder Variationskoeffizient) der Höhenangabe pro 1m ² ; separat analysiert für 5 Layer
V9- V10	Anteile der tiefen Layer (Gebüsche) an der gesamten Oberfläche des Waldrands gemäss CHM	[Stats_Layer] Anteil Low Canopy: LC/Total% Anteil Low-Medium Canopy: MLC/Total%
V11- V15	Belaubungsdichte innerhalb einer Höhenschicht	[Stats_Layer] PointDensity, separat analysiert für 5 Layer
V16	Mittlere Neigung des Kronendachs im Bereich zwischen 0.5 und 16 m Höhe	[Stats_Slope] Mean [deg] für die Slope-Klasse «Total»
V17	Anteil steiler Bereiche des Kronendachs im Bereich zwischen 0.5 und 16 m Höhe.	[Stats_Slope] PointCount-Wert der Slope-Klasse «60+» dividiert durch PointCount der Klasse «Total»
V18	Anteil mittelsteiler Bereiche des Kronendachs im Bereich zwischen 0.5 und 16 m Höhe.	[Stats_Slope] PointCount-Wert der Slope-Klasse «30-60» dividiert durch PointCount der Klasse «Total»
V19	Anteil der Lücken in der obersten Vegetationsschicht	[Stats_Coverage] CC 100 / Total[m2]

Hintermann & Weber AG | Definition statistische Auswertung LIDAR-Daten | 16. September 2016

Referenz: 1351 Datenauswertung Waldränder e2 | AutorIn: Bü | PL/GL: Bü | Freigabe: - | Verteiler: Ro

Ökologische Beratung, Planung und Forschung | Postfach | CH-4153 Reinach
Telefon 061 717 88 83 | Fax 061 717 88 89 | buehler@hintermannweber.ch

Büros in Reinach BL / Bern / Montreux | Firmenmitglied SIA

1 / 2



Nr.	Beschreibung Messgrösse	Definition anhand Daten GZ
V20	Anzahl der Lücken >20 m² in der obersten Vegetationsschicht <small>*im inneren Waldrandbereich</small>	[Stats_Coverage] CC > 20m2
V21	Anteil der Lücken*, die bis zum Boden reichen <small>*im inneren Waldrandbereich</small>	[Stats_Coverage] LS 100 / Total[m2]
V22	Anteil Flächen, auf denen kein Lichtstrahl bis zum Boden dringt <small>*im inneren Waldrandbereich</small>	[Stats_Coverage] LS 0 / Total[m2]
V23	Anzahl der Lücken >20 m², die bis zum Boden reichen <small>*im inneren Waldrandbereich</small>	[Stats_Coverage] LS > 20 m2
V24	Fläche der grössten Lücke >20 m², die bis zum Boden reicht <small>*im inneren Waldrandbereich</small>	[Stats_Coverage] Biggest LS [m2]
V25	Anteil der Strauchschicht an der Gesamtfläche* <small>*im gesamten Waldrandbereich</small>	[Stats_AreaExtent] LC Area [m2] / Area Dissolve [m2]
V26	Anteil des Krautsaums an der Gesamtfläche* <small>*im äusseren Waldrandbereich</small>	[Stats_AreaExtent] HL Area [m2] / Area Krautsaum [m2]

Fehlend:

- Gesamtbreite Waldrand
- Verzahnungsgrad
- Strauchgürteltiefe
- Oberflächen-Rauhigkeit (Heterogenität der Höhen nach Methode R. Leiterer)

Anhang B – Digitaler Appendix

Auf dem Datenträger enthalten:

Ordner «**Selektionierte Waldränder**» enthält sämtliche Shapefiles der digitalisierten Waldränder, aufgeteilt auf die 12 Forstrevieren.

Ordner «**Statistik**» enthält sämtliche Excel-Files, auf welchen die statistischen Auswertungen beruhen. Total sind dies sieben Excel-Files (Input):

- Stats_AreaExtent
- Stats_CHM
- Stats_Coverage
- Stats_Feld
- Stats_Layer
- Stats_Slope
- 1351_Stats_Feld_Bü_v2

Alle Outputs sind als .pdf im Ordner «**Resultate_2016_09_23**» enthalten (26 Outputs und 1 Excel-File mit den p-Werten).

Ordner «**Dossier Revierförster**» enthält Karten (DOM, DTM, Waldrandförderobjekte) und Rohdaten der entsprechenden Forstreviere.

Ordner «**Clipped Shapefiles**» enthält sämtliche Förderungswürdige Waldränder, geklippt auf die entsprechenden Forstrevier-Fläche. Daraus wurden die Karten für die Revierförster (siehe Ordner «Dossier Revierförster») hergestellt.

Ordner «**Shapefiles ZH**» enthält der GIS-Datensatz Nr. 169, 110 und 111.

Als .pdf sind enthalten:

- Finale Masterarbeit
- Selektionierte Waldränder, aufgelistet nach Eingriffsdatum
- Selektionierte Waldränder, aufgelistet nach Paare

Persönliche Erklärung

Ich erkläre hiermit, dass ich die vorliegende Arbeit selbständig verfasst und die den verwendeten Quellen wörtlich oder inhaltlich entnommenen Stellen als solche kenntlich gemacht habe.

Zürich, im September 2016

Gabriel Zurschmiede