

Fonds zur Förderung der Wald- und Holzforschung BAFU

Projekt Nr. 2016.10



Schutzwirkung nach Waldbrand

Resilienz von Schutzwäldern nach Feuer – Quantifizierung der Schutzwirkung gegen flachgründige Rutschungen

Schwarz Massimiliano, Flepp Gianluca, Thormann Jean-Jacques, Conedera Marco

Schlussbericht, Version 1.10, 31. Juli 2019

Impressum

Projektleitung

Jean-Jacques Thormann und Massimiliano Schwarz, Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften HAFL, Abteilung Waldwissenschaften, Fachgruppe Gebirgswald, Naturgefahren und GIS, Länggasse 85, 3052 Zollikofen.

masimiliano.schwarz@bfh.ch

Projektmitarbeit

Emanuele Dazio (TI), Mario Werlen (VS), Gianluca Flepp - BFH-HAFL, Zollikofen
Eric Gehring - WSL Cadenazzo

Projektmitarbeit als Praktikant/In bei Feldaufnahmen

Elisa Ricci, Francesco Arigoni, Federico Cavalleri, Nicole Personeni - Uni Milano.
Ilenia Murgia, Laura Dore, Maria Elena Chironi - Uni Sassari.
Enrico Guastini - Uni Firenze.

Studentische Arbeiten, die im Rahmen des Projekts durchgeführt wurden:

BFH-HAFL: Andrea de Boni (2017), Simone Gottardi (2017), Gianluca Flepp (2018), Martino Crivelli (2018), Cedric Schmidhalter (2018)

BFH-AHB: Frederik Tigges (2017)

Uni Milano: Federico Cavalleri (2017)

Wissenschaftliche Projektbegleitung

Marco Conedera, WSL Cadenazzo

Projektfinanzierung

Bundesamt für Umwelt (BAFU), Fonds zur Förderung der Wald- und Holzforschung (WHFF)
Amt für Wald und Naturgefahren des Kantons Graubünden
Sezione Forestale, Dipartimento del Ambiente del Canton Ticino

Zitiervorschlag

Schwarz Massimiliano, Flepp Gianluca, Thormann Jean-Jacques, Conedera Marco (2019): Schutzwirkung nach Waldbrand; Resilienz von Schutzwäldern nach Feuer – Quantifizierung der Schutzwirkung gegen flachgründige Rutschungen. Schlussbericht Projekt Nr. 10/2016, Fonds zur Förderung der Wald- und Holzforschung BAFU. 107 S.

Titelbild:

Waldbrandfläche Visp (Foto: Massimiliano Schwarz 2015, 4 Jahre nach dem Waldbrand)

Zusammenfassung

Das vorliegende Projekt hat die Sukzession der Wurzelverstärkung eines Bestandes nach Waldbrand, und damit die Dynamik der Schutzwirkung gegenüber flachgründigen Rutschungen charakterisiert und erstmals quantifiziert. Dafür wurde die aktuelle Vegetationsentwicklung in den Waldbrandflächen Visp und Leuk im Wallis, Münstair im Graubünden und Cugnasco im Tessin erhoben und mit alten Datensätzen der WSL verglichen. Damit wird der Zuwachs sowie die Veränderung der Baumartenzusammensetzung und der Bestandesdichte ersichtlich. Um die Vegetationsdynamik einzelner Baumarten zu bestimmen, wurden zudem LFI-Datensätze ausgewertet und damit der BHD-Zuwachs jeder Baumart auf unterschiedlichen Höhenstufen eingeschätzt. Als nächstes wurde das Wurzelwerk der Baumarten Fichte, Buche, Edelkastanie, Flaumeiche, Waldföhre, Birke, sowie den Neophyten Götterbaum und Chinesische Hanfpalme im Feld aufgenommen. Einerseits wurden einzelne Wurzeln auf ihre maximal aufnehmbare Zugkraft untersucht, andererseits wurde die Wurzelmenge und Wurzelverteilung ermittelt. Mit diesen Parametern kann mittels dem Root Bundle Modell nach Schwarz et al. (2010b, 2013), die laterale und basale Wurzelverstärkungsdynamik je nach Bestandesdichte und durchschnittlichem BHD, für jede Baumart berechnet werden. Die Ergebnisse zeigen einen grossen Unterschied der Wurzelverstärkungsdynamik der einzelnen Baumarten nach einem Waldbrand. Die Waldbrandintensität hat zudem einen erheblichen Einfluss auf die Regenerationsgeschwindigkeit des Systems. Generell ist die höchste stabilisierende Wirkung der untersuchten Baumarten bei der Buche und der Edelkastanie zu erwarten. Ein mittlerer Beitrag zur Hangstabilität ist bei Fichte und Flaumeiche vorhanden. Die restlichen Baumarten (Waldföhre, Birke, Götterbaum, Hanfpalme) entfalten nur eine geringe Wirkung. Mit dem erworbenen Wissen wurde ein Entscheidungsbaum für die Praxis erstellt, der eine Hilfestellung für die Entscheidung der notwendigen Massnahmen je nach Waldbrandfall im Schutzwald gegenüber flachgründigen Rutschungen bietet.

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	3
Abbildungsverzeichnis	6
Tabellenverzeichnis	11
1. Einleitung	12
2. Ziele des Forschungsprojektes	12
3. Stand der Forschung	13
3.1 Auswirkungen von Feuer auf Schutzwälder	13
3.1.1 Wiederherstellung der Schutzwirkung gegen flachgründige Rutschungen	14
3.2 Die Rolle der invasiven Arten in der Waldentwicklung und ihre Auswirkungen auf die Schutzwälder	15
3.3 Methoden zur Quantifizierung der Schutzwirkung gegen flachgründige Rutschungen: von Einzelwurzeln zum Waldbestand	15
4. Systematik der durchgeführten Arbeiten	17
5. Analyse der Charakteristiken von rutschgefährdeten Waldbeständen nach Waldbrand und Wahl der Untersuchungsgebiete (W1)	19
5.1.1 GIS Analyse der Rutschereignisse, Waldbrandfläche und Waldbestände	19
5.1.2 Wahl der Untersuchungsgebiete	22
6. Charakterisierung der möglichen Regenerationsszenarien nach Waldbränden (W2)	24
6.1 In den Untersuchungsgebieten getätigte Arbeiten	24
6.1.1 Leuk	24
6.1.2 Visp	25
6.1.3 Müstair	26
6.1.4 Cugnasco	28
6.2 Ergebnisse	29
6.2.1 Leuk	29
6.2.2 Visp	32
6.2.3 Müstair	33
6.2.4 Cugnasco	36
7. Kalibrierung der Wurzelverteilungs- und Wurzelverstärkungs-modelle (W3)	42
7.1 Methodik	42
7.1.1 Ausziehversuche	42
7.1.2 Wurzelzählungen	44
7.1.3 Datenanalyse der Wurzelverstärkung auf Baumebene	44
7.1.4 Berechnung Wurzelverstärkung auf Bestandesebene	45
7.2 Untersuchungen der Wurzelverteilung und Wurzelverstärkung	46
7.2.1 Fichte (<i>Picea abies</i>)	46
7.2.2 Buche (<i>Fagus sylvatica</i>)	46
7.2.3 Edelkastanie (<i>Castanea sativa</i>)	46
7.2.4 Flaumeiche (<i>Quercus pubescens</i>)	46
7.2.5 Waldföhre (<i>Pinus sylvestris</i>)	47
7.2.6 Hängebirke (<i>Betula pendula</i>)	47
7.2.7 Götterbaum (<i>Ailanthus altissima</i>)	47
7.2.8 Hanfpalme (<i>Trachycarpus fortunei</i>)	47
7.3 Ergebnisse	48
7.3.1 Fichte (<i>Picea abies</i>)	48

7.3.2 Buche (<i>Fagus sylvatica</i>)	51
7.3.3 Edelkastanie (<i>Castanea sativa</i>)	52
7.3.4 Flaumeiche (<i>Quercus pubescens</i>)	56
7.3.5 Waldföhre (<i>Pinus sylvestris</i>)	60
7.3.6 Hängebirke (<i>Betula pendula</i>)	63
7.3.7 Chinesischer Götterbaum (<i>Ailanthus altissima</i>)	65
7.3.8 Chinesische Hanfpalme (<i>Trachycarpus fortunei</i>)	67
7.4 Vergleich der Wurzelverstärkung aller untersuchten Baumarten	70
8. Dynamik der Schutzwirkung auf Bestandesebene (W4)	71
8.1 Dynamik der Wurzelverstärkung je nach Baumart	72
8.1.1 Fichte (<i>Picea abies</i>)	72
8.1.2 Buche (<i>Fagus sylvatica</i>)	80
8.1.3 Edelkastanie (<i>Castanea sativa</i>)	85
8.1.4 Flaumeiche (<i>Quercus pubescens</i>)	88
8.1.5 Waldföhre (<i>Pinus sylvestris</i>)	89
8.1.6 Hängebirke (<i>Betula pendula</i>) & Götterbaum (<i>Ailanthus altissima</i>)	90
8.2 Überblick der Sukzessionsentwicklung und Wurzelverstärkung verschiedener Baumarten	92
9. Beurteilung der Untersuchungsergebnisse	94
10. Folgerungen aus den Erkenntnissen	98
11. Fazit	101
12. Literaturverzeichnis	102
13. Publikationsliste Projekt	106
14. Studentische Arbeiten Projekt	106
15. Anhang	107

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Konzeptuelle Darstellung der Entwicklung der Schutzwirkung des Ökosystems Wald nach einer Störung, bei verschiedene Waldtypen (aus Projektantrag 2016 übernommen).....	13
Abbildung 2: Formel der dynamischen Wurzelverstärkungsentwicklung für einen Tannenwald, nach Sidle (1991)	14
Abbildung 3: Ausschnitt aus Q-Gis mit einem Beispiel mehrerer Waldbrand-Polygone im Kanton Tessin.....	19
Abbildung 4: Entwicklung der Rutschungshäufigkeit nach Waldbrand mit der Zeit. Die Abbildungen zeigen das Beispiel aus Bombinasco, wo sich eine Rutschung im Jahr 2014, also 29 Jahre nach einem Waldbrand ereignete.....	20
Abbildung 5: Summe der Waldbrandfläche seit Messbeginn, verteilt auf die betroffenen Baumarten im Tessin.....	21
Abbildung 6: Beispiel einer Rutschung in einem Kastanienwald bei Cavigliano. Die Rutschung ereignete sich im Jahr 1977 und damit sieben Jahre nach dem Waldbrand (1970). Sie überquerte Stassen und Bahnschienen und kam erst im Talgrund zum Stehen.	21
Abbildung 7: Karte der gewählten Fallstudien mit den Waldbrandgebieten (rot) und den Aufnahmestandorten für die Quantifizierung der Wurzelverstärkung (schwarz) (Quelle: Swisstopo 2019, verändert von Flepp 2019).....	22
Abbildung 8: Von der WSL eingerichtetes Stichprobennetz mit gesamthaft 254 Flächen à 200m ² , auf der Waldbrandfläche oberhalb von Leuk. Die auf der Karte abgebildeten Punkte entsprechen nicht der tatsächlichen Plot-Grösse (Quelle: Swisstopo 2019, verändert von Flepp 2019).	24
Abbildung 9: Aufnahme­fläche der Verjüngung im Waldbrandgebiet von Werlen (2015 und 2017) in Visp (635'620 / 126'313) (Quelle: Swisstopo 2019, verändert von Flepp 2019).	25
Abbildung 10: Von der WSL eingerichtetes Stichprobennetz mit 49 Stichprobepunkten à 50m ² , auf der Waldbrandfläche Münstair. Die auf der Karte abgebildeten Punkte entsprechen der tatsächlichen Plotgrösse (Quelle: Swisstopo 2019, verändert von Flepp 2019).....	26
Abbildung 11: Vergleichsfläche mit 12 Stichproben à 500m ² , neben der Waldbrandfläche Münstair. Mittels Jahrringanalyse konnte das Alter der Bestände bestimmt werden (Quelle: Swisstopo 2019, verändert von Flepp 2019).....	27
Abbildung 12: 120 Stichprobeflächen mit je 200m ² , oberhalb von Cugnasco. Die eingezeichneten Punkte entsprechen der tatsächlichen Grösse der Stichprobenfläche (Quelle: Swisstopo 2019, verändert von Flepp 2019).....	28
Abbildung 13: Räumliche Verteilung der Baumarten in den Stichprobeflächen des Waldbrandgebietes von Leuk. Es wurden nur die untersten neun Reihen erhoben, die oberen sind darum abgedeckt.	30
Abbildung 14: Entwicklung der Stammzahl pro Hektare auf der Waldbrandfläche in Münstair. Es wird einerseits zwischen Naturverjüngung und gepflanzten Bäumen unterschieden. Andererseits wird zwischen Laub- und Nadelholz unterschieden (Quelle: Wasem et al. 2010).	34
Abbildung 15: Räumliche Verteilung nach prozentualem Basalflächenanteil der Baumarten Arve, Lärche und Fichte, in den Stichprobeflächen des Waldbrandgebietes bei Münstair.	34
Abbildung 16: Räumliche Verteilung der Baumarten in den Stichprobeflächen des Waldbrandgebietes «Sasso fenduto» oberhalb von Cugnasco.....	37
Abbildung 17: Baumartenverteilung auf der Waldbrandfläche Cugnasco vor dem Waldbrand (Daten aus Giudici und Zingg, 2005).	39
Abbildung 18: Baumartenverteilung auf der Waldbrandfläche Cugnasco 7 Jahre nach dem Feuer (Daten: Aufnahmen 2018).....	40

Abbildung 19: Durchschnittlicher BHD der Bäume in von der Edelkastanie dominierten Beständen zum Zeitpunkt 2009 und 2017.....	40
Abbildung 20: Durchschnittliche Anzahl Bäume pro Hektare in den von der Edelkastanie dominierten Beständen zu den Zeitpunkten 2009 und 2017.	41
Abbildung 21: Methodik zur Ermittlung der Wurzelverstärkung auf Baumebene.	42
Abbildung 22: Zugprüfmaschine mit Detailansicht des Zug- und Wegsensors (Quelle: Werlen 2015).	43
Abbildung 23: Kraft-Dehnungs-Diagramm einer Wurzel mit Durchmesser 34mm. Die x-Achse beschreibt die Verschiebung/Dehnung [m], die y-Achse die Zugkraft [N]. Die schwarzen Punkte stehen derweil für die einzelnen Messdaten und die rote Linie für das theoretische Model (Quelle: Schmidhalter 2018).....	43
Abbildung 24: Beispiel eines Probestaumes mit den Bodenprofilen im Stammabstand von 1.5m, 2.5m und 3.5m. (Quelle: Dazio 2016)	44
Abbildung 25: Von Cavalleri ausgegrabenes Untersuchungsobjekt mit BHD 28cm (Quelle: Cavalleri 2018).	47
Abbildung 26 : Ausgegrabenes Wurzelwerk eines Götterbaumes (Quelle: De Boni 2017).	47
Abbildung 27: Wurzelsystem einer ausgegrabenen Hanfpalme (Quelle: Crivelli 2018)	47
Abbildung 28: Wurzelverteilung der Fichte in einem subalpinen Fichtenbestand: x-Achse Anzahl Wurzeln, y-Achse Bodentiefe. Kategorien Wurzeldicke, Stammabstand links 1,5m, mittig 2.5m, rechts 4m (Vergani et al. 2016).....	48
Abbildung 29: Wurzelverteilung in einem subalpinen Fichtenwald, 5 Jahre nach einem Holzschlag. Die X-Achse beschreibt die Anzahl Wurzeln, die Y-Achse steht für die Wurzelverteilung auf vertikaler Ebene. Es wird zudem zwischen verschiedenen Wurzeldurchmesserklassen unterschieden (Vergani et al. 2016).	49
Abbildung 30: Räumliche Verteilung von Fichtenwurzeln auf subalpiner Höhenstufe, 10 Jahre nach einem Holzschlag. Die X-Achse legt die Wurzelanzahl dar, die Y-Achse wiedergibt die Wurzelverteilung unter Berücksichtigung der Bodentiefe. Es wird zwischen fünf Wurzeldurchmesserklassen unterschieden (Vergani et al. 2016).	49
Abbildung 31: Zugkraft (y-Achse) der Fichtenwurzeln nach Durchmesser (x-Achse) auf nicht degradierten Fläche (undisturbed) und 5 Jahre nach einer Störung (5_yrs) (Vergani et al. 2017).....	50
Abbildung 32: Ergebnisse der Zugversuche bei der Buche von Tigges (2017) ergänzt mit Daten der Uni Milano (siehe Gehring et al. 2019). Die y-Achse beschreibt die maximal aufzunehmenden Zugkräfte, die x-Achse weist auf den Wurzeldurchmesser hin.....	51
Abbildung 33: Wurzelverteilung verschiedener Kastanienwälder. A sind Bestände die durch eine Positivauslese bewirtschaftet werden. C steht für Niederwälder, welche seit 17 bzw. 18 Jahren nicht mehr zurückgeschnitten wurden. Der Typus O bezeichnet nicht bewirtschaftete Altbestände. Bei jedem Waldbautyp wurden die Wurzeln von sechs Bäumen gezählt. Je drei in Bedano und drei in Gerra. Auf der x-Achse ist die Wurzelanzahl bei den verschiedenen Distanzen ab Stamm ablesbar, die y-Achse beschreibt die Wurzelverteilung in vertikaler Richtung der verschiedenen Bewirtschaftungsformen (Quelle: Dazio et al. 2018).....	53
Abbildung 34: Nicht lineare Regressionskurve aus den Daten von Dazio et al.(2018) aus Gerra und Bedano (schwarz) und denen aus Bassanelli et al. (2013) (grau) Die x-Achse beschreibt den Wurzeldurchmesse, während die y-Achse für die gemessene Zugkraft steht.	54
Abbildung 35: Entwicklung der Wurzelverstärkung auf Baumebene für die Edelkastanie, unter Berücksichtigung des BHDs und des Stammabstandes (Quelle: Dazio et al. 2018)..	55
Abbildung 36: die Wurzelverteilung der Flaumeiche im Stammabstand von 1.5m, 2.4m und 3.5m. Es wird dabei zwischen Vergleichsbestand und Waldbrandfläche unterschieden. Die y-Achse steht für die Wurzelanzahl, während auf der x-Achse die Durchmesser der Wurzeln abzulesen sind (Quelle: Schmidhalter 2018).	57

Abbildung 37: Die Abhängigkeit der aufzunehmenden Zugkraft vom Wurzeldurchmesser der Flaumeiche (Quelle: Schmidhalter 2018).	57
Abbildung 38: Diskrepanz der Wurzelverstärkung der Flaumeiche auf den Vergleichsflächen (VB) und den Waldbrandflächen (WB). Es wird unterschieden zwischen Stammabstand 1.5m, 25.m und 3.5m (Quelle: Schmidhalter 2018).	58
Abbildung 39: Entwicklung der Wurzelverstärkung auf Baumebene für die Baumart Flaumeiche, in Abhängigkeit des BHDs (Quelle: Schmidhalter 2018).	59
Abbildung 40: Wurzeldistribution der Waldföhre in den Bodenproben in Stammabstand von 1.5m, 2.5m und 3.5m. In den Grafiken aussen ist die ganze Bandbreite ersichtlich, während innen ein Detailausschnitt der Wurzeln geringer Diameter wiedergegeben wird. Die schwarzen Punkte stehen für die gezählten Wurzeln im Vergleichsbestand. Die hellen Punkte kennzeichnen die Wurzelmenge auf der Waldbrandfläche (Quelle: Vergani et al 2017).	61
Abbildung 41: die Entwicklung der Wurzelverstärkung (y-Achse) bei zunehmendem Wurzeldurchmesser (x-Achse) der Waldföhre. Es wurden nicht lineare Regressionslinien für den Vergleichsbestand (schwarz) sowie der Waldbrandfläche (grau) implementiert (Quelle: Vergani et al. 2017).	61
Abbildung 42: Abnahme der Wurzelverstärkung der Waldföhre mit zunehmendem Stammabstand. F steht dabei für die Daten der Waldbrandfläche, C bezeichnet die Ergebnisse der Vergleichsfläche (Quelle: Vergani et al. 2017).	62
Abbildung 43: Wurzelverteilung der Hängebirke (x-Achse), unterteilt nach Stammabstand (y-Achse), Tiefenklassen (y-Achse) und Wurzeldurchmesserklassen (Quelle: Cavalleri 2018)	63
Abbildung 44: Die Entwicklung der Wurzelverstärkung einzelner Birken (y-Achse), in Abhängigkeit deren BHDs (x-Achse). (Quelle: Schmidhalter 2018)	64
Abbildung 45: Entwicklung der Wurzelquantität (x-Achse) mit zunehmender Bodentiefe (y-Achse) und zunehmendem Stammabstand (Quelle: De Boni 2017).	65
Abbildung 46: Regressionskurve der modellierten, aufzunehmenden Kräfte (y-Achse) der Götterbaumwurzeln in Abhängigkeit zum Wurzeldurchmesser (x-Achse) (Quelle: Gottardi 2017).	66
Abbildung 47: Verteilung der Wurzelquantität (x-Achse) der Hanfpalme nach Bodentiefe (y-Achse) und Stammabstand (Quelle: Crivelli 2018).	67
Abbildung 48: Regressionsanalyse der maximalen Zugkräfte (y-Achse) der Hanfpalme in Abhängigkeit des Wurzeldurchmessers (x-Achse) (Quelle: Crivelli 2018).	68
Abbildung 49: Entwicklung der Wurzelverstärkung der Hanfpalme (y-Achse) in Abhängigkeit des BHDs (x-Achse), unter Berücksichtigung des Stammabstandes (0.5m, 1m ,1.5m) (Quelle: Crivelli 2018).	69
Abbildung 50: Vergleich der durchschnittlichen lateralen Wurzelverstärkung (y-Achse) der untersuchten Baumarten, in Abhängigkeit des BHDs (x-Achse) und des Stammabstandes.	70
Abbildung 51: Methodenübersicht von der Wurzelverstärkung auf Baumebene bis zur Ermittlung der Schutzwaldwirkung	71
Abbildung 52: Standorte der berücksichtigten Fichtenbestände aus LFI-Daten. (Quelle: Swisstopo 2019, verändert von Flepp 2019).	72
Abbildung 53: Reinekes Plot des Verhältnisses von durchschnittlichem BHD (x-Achse) und Stammzahl pro Hektare (y-Achse) der Fichte. Genutzt wurden die ausgewerteten LFI-Daten sowie Daten aus Vacchiano et al. 2013. Die nicht lineare Regressionskurve stammt aus Schütz und Zingg 2010.	73
Abbildung 54: Beziehung zwischen durchschnittlichem BHD der Fichte auf der x-Achse und derer lateraler Wurzelverstärkung auf der y-Achse. Die durchgehende Linie veranschaulicht das, aus den Daten extrapolierte Model. Die gestrichelten Linien kennzeichnen das obere und untere 5Perzentil der Daten.	74

Abbildung 55: basale Wurzelverstärkung in Fichtenbeständen (y-Achse), in Abhängigkeit der Rutschungstiefe und des durchschnittlichen BHDs (x-Achse). Die gelben Punkte stehen für das Model für eine Bodentiefe von 0.5m, die hell-orangen, für eine Bodentiefe von 1m und die ockerfarbenen Punkte kennzeichnen das Model für Bodentiefe 1.5m.	74
Abbildung 56: Zuwachskurven der Fichte. Die Zuwachskoeffizienten sind für subalpin 0.2368 (rot), hochmontan 0.2917 (blau), ober-/untermontan 0.3640 (hellgrün) und submontan/kollin 0.5054 (dunkelgrün) Die dicke schwarze Linie steht für das Mittel aus allen Höhenstufen. Die x-Achse steht für die Zeit während die y-Achse den BHD kennzeichnet.	76
Abbildung 57: Höhenstufenverteilung der 14620 analysierten Fichten. Rot steht für subalpin, blau für hochmontan, grün bezeichnet die Bäume der Höhenstufe ober-/untermontan und dunkelgrün steht für submontan/kollin (vgl. Tabelle 11). Die x-Achse steht für die Höhe über Meer und die y-Achse beschreibt die Anzahl Bäume.	76
Abbildung 58: Vergleich der Zuwächse des Grundflächen-Mittelstammes (dg) der Fichte gemäss der Ertragstafel der WSL (WSL 1983a) mit Integration der ermittelten BHD-Zuwächsen aus den LFI-Daten. Die roten Punkte stehen für die subalpine Höhenstufe, blau für hochmontan, hellgrün ober-/untermontan und dunkelgrün steht für die Höhenstufe submontan/kollin.	77
Abbildung 59: Entwicklung der lateralen Wurzelverstärkung mit der Zeit in Fichtenbeständen. Die durchgehende Linie steht für das erarbeitete Model, die gestrichelten Linien weisen auf das 90%ige Vorhersageintervall hin. Die y-Achse steht für die laterale Wurzelverstärkung während die x-Achse das Baumalter beschreibt.	78
Abbildung 60: Entwicklung der lateralen Wurzelverstärkung der Fichte im subalpinen Fichtenwald (y-Achse) der Waldbrandfläche Müstair mit der Zeit (x-Achse). (Quelle: Flepp 2018).	79
Abbildung 61, Histogramme der Entwicklung Bestandesdichte der Buche mit der Zeit nach Waldbrand. Die Daten sind gruppiert nach Waldbrandintensität («Gering», «Mittel», «Hoch») sowie BHD-Klassen. Quelle: (Gehring et al. 2019).	80
Abbildung 62: Räumliche Verteilung der berücksichtigten Buchenbestände (Quelle: Swisstopo 2019, verändert von Flepp 2019).	81
Abbildung 63 : Basale Wurzelverstärkung in Buchenbeständen (y-Achse), in Abhängigkeit der Rutschungstiefe und des durchschnittlichen BHDs (x-Achse). Die gelben Punkte stehen für das Model für eine Bodentiefe von 0.5m, die hell-orangen, für eine Bodentiefe von 1m und die ockerfarbenen Punkte kennzeichnen das Model für Bodentiefe 1.5m.	82
Abbildung 64: berechnete zeitliche Entwicklung (x-Achse) der lateralen Wurzelverstärkung (y-Achse) der berücksichtigten Buchenbestände. Die durchgehende Linie steht für die modellierte Zunahme der lateralen Wurzelverstärkung, die gestrichelten Linien kennzeichnen das 90%ige Vertrauensintervall.	82
Abbildung 65: Entwicklung der lateralen Wurzelverstärkung in Buchenbeständen, nach einem Waldbrand. Die blaue Linie steht für einen Waldbrand mittlerer Intensität, die rote Linie weist auf die Entwicklung der lateralen Wurzelverstärkung bei einem Feuer hoher Intensität hin.	83
Abbildung 66: Zeitliche Entwicklung der kalkulierten, stabilisierenden Wirkung der Wurzelverstärkung von Buchen-Beständen nach Gehring et al. (2019). Die Linien zeigen den durchschnittlichen Wert der stabilisierenden Wirkung der Wurzel ((Anzahl Rutschungen ohne Wurzel – Anzahl Rutschungen mit Wurzeln) / Anzahl Rutschungen ohne Wurzel, in %). Die drei Typen von Linien entsprechen verschiedenen Hangneigungen (25°, 35°, 45°). Die Reihen der Grafiken entsprechen verschiedenen Rutschungsmächtigkeiten (0.5, 1, 1.5 m). Die drei Spalten der Grafiken entsprechen den verschiedenen Waldbrandintensitäten («kein/tief», «mittel», «hoch») (Quelle: Gehring et al. 2019).	84
Abbildung 67: Boxplots der berechneten lateralen Wurzelverstärkung für die Fallstudie in Cugnasco im Jahr 2017 (11 Jahre nach dem Waldbrand), unterteilt nach Waldbrandintensität. Die Zahlen am Grafikkopf verweisen auf die Anzahl berücksichtigte Elemente.	86

Abbildung 68: Darstellung der konzeptuellen Entwicklung der lateralen Wurzelverstärkung der Edelkastanienbestände nach Waldbrand, je nach Waldbrandintensität (blaue Linie = mittlere Intensität, rote Linie = hohe Intensität). Die Illustrationen veranschaulichen Beispiele der Situation der Vegetation nach Waldbrand. Die Abbildung links zeigt die Situation unmittelbar nach einem Waldbrand mittlerer Intensität in einem Kastanien-Niederwald. Die Abbildung in der Mitte zeigt die Stockausschläge von Edelkastanien, ca. 11 Jahren nach einem Waldbrand der mittleren Intensität in Cugnasco (TI). Die Abbildung rechts stellt ein Bestand in Cavigliano (TI), zum Zeitpunkt 47 Jahren nach einem intensiven Waldbrand dar. Der Bestand wird von Farnen und der Birke dominiert.	87
Abbildung 69: Konzeptuelle Darstellung der Entwicklung der lateralen Wurzelverstärkung der Flaumeiche nach einem Waldbrand hoher Intensität.	88
Abbildung 70: Darstellung der konzeptuellen Entwicklung der lateralen Wurzelverstärkung in Waldföhrenbeständen nach einem Waldbrand hoher Intensität. Die violett-gestrichelte Linie illustriert den Beitrag der Pionierbaumarten an der Wurzelverstärkung, während die rote Linie für die Wurzelverstärkung der Waldföhre steht. In den ersten 40-60 Jahren überlappt sich die Wirkung der Pionierbaumarten mit jener der Waldföhre der neuen Generation.	89
Abbildung 71: Beispiel eines Götterbaumbestandes in Cugnasco (Foto: Schwarz M).....	90
Abbildung 72, Grafik der kalkulierten lateralen Wurzelverstärkung der Birke und des Götterbaumes, als Funktion des Bestandesalters. Die gestrichelten Linien veranschaulichen jeweils das 90%ige Vorhersageintervall. Die Daten der Bestände stammen aus der LFI Datenbank.	91
Abbildung 73: Überblick der verschiedenen Wurzelverstärkungsdynamiken für die Baumarten Fichte, Buche Edelkastanie, Flaumeiche, Waldföhre, Birke und Götterbaum. Die durchgehenden Linien beziehen sich auf die empirisch gemessenen Daten, während sich die gestrichelten Linien auf die Ergebnisse der LFI-Auswertung beziehen.	93
Abbildung 74: Sekundarsukzession der Fichten (links) und Buche (rechts) in Birkenbeständen (Fotos: M. Schwarz / M. Conedera)	95
Abbildung 75: Primärsukzession mit Ginster und Birke (links) oder mit Götterbaum (rechts), in der mit hoher Intensität verbrannter Fläche in Cugnasco (TI). (Foto: M. Schwarz)	96
Abbildung 76: Der unterste Bereich der Waldbrandfläche in Leuk, 15 Jahre nach dem Feuer. (Foto: M. Schwarz)	96
Abbildung 77: Birken- und Pappelverjüngung, sieben Jahre nach dem Waldbrand in Visp. (Foto: M. Schwarz)	97
Abbildung 78: Entscheidungsdiagramm für Massnahmen nach einem Waldbrand.	99
Abbildung 79: Murgangnetze, errichtet nach dem Waldbrand in Visp 2011 (Foto: Schwarz M.).	100
Abbildung 80: Bremsende Wirkung abgestorbener Stämme in der Auslaufstrecke der Rutschungen in der Waldbrandfläche Visp (Stand Januar 2018) (Foto: Schwarz M.).	100

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Liste der durchgeführten Arbeiten in den Arbeitspaketen W1 - W4	18
Tabelle 2: Entwicklung der Baumartenzusammensetzung auf dem Waldbrandgebiet von Leuk von 2007 bis 2018. Es konnten hierfür nur 26 Flächen der untersten Lagen berücksichtigt werden.	31
Tabelle 3: Auswertung der Feldaufnahmen auf der Waldbrandfläche Leuk im Jahr 2018. Es wurden 41 Flächen à 314m ² erhoben.	31
Tabelle 4: Ergebnisse der Feldaufnahmen in der 1-Are grosse Stichprobenfläche (Plot 1) zum Zeitpunkt 2015 (Daten: Werlen 2015).	32
Tabelle 5: Ergebnisse der Feldaufnahmen in der 1-Are grosse Stichprobenfläche (Plot 1) zum Zeitpunkt 2017.	32
Tabelle 6: Ergebnisse der 2017 zusätzlich erhobenen Stichprobenfläche (Plot 2).	32
Tabelle 7: Ergebnisse der Vegetationsaufnahmen der Verjüngung (BHD <5cm) auf der Waldbrandfläche Müstair, zum Zeitpunkt 2018 (Daten Flepp 2018).	35
Tabelle 8: Ergebnisse der Vegetationsaufnahmen der Bäume mit BHD>5cm auf der Waldbrandfläche Müstair, zum Zeitpunkt 2018 (Daten Flepp 2018).	35
Tabelle 9: Baumartenverteilung aller Bäume mit einer Höhe über 3m im Stichprobennetz «Sasso fenduto» im Jahr 2018 bei Cugnasco	38
Tabelle 10: Baumartenzusammensetzung aller Jungbäume mit einer Höhe unter 1.5m, zum Zeitpunkt 2018 auf der Waldbrandfläche «Sasso fenduto» bei Cugnasco.	38
Tabelle 11: Koeffizienten der linearen Regressionen des jährlichen Wachstums der Fichte für verschiedene Höhenstufen. Die Zahl in der Klammer, bezeichnet die Anzahl ausgewerteter Bäume aus der LFI Daten. Steigung und Interzept sind die zwei Koeffizienten der linearen Regression.	75
Tabelle 12: Liste mit alternativen bzw. ergänzenden Baumarten für Aufforstungen verschiedener Vegetationstypen (modifiziert nach Del Favero et al., 2019).	100

1. Einleitung

Wälder sind dynamische Ökosysteme, die einer Vielzahl von Störungen, wie Feuer, Stürme, Krankheitserreger oder Insekten, ausgesetzt sind. Obwohl diese Störungen Teil der natürlichen Dynamik der Wälder sind und zum Sukzessionsprozess beitragen, können sie im Falle von Schutzwäldern problematisch sein, da sie die Schutzwirkung temporär verringern oder ganz zerstören (Vogt et al. 2006; Sidle 2008; Amman et al. 2009). Aus diesem Grund versucht die Schutzwaldpflege nach NaiS (Frehner et al. 2005) die Walddynamik so zu beeinflussen, dass eine optimale und kontinuierliche Schutzwirkung, sowie eine hohe Belastbarkeit der Wälder im Falle von Störungen gewährleistet werden kann. Die Schutzwirkung kann einerseits durch die Resistenz gegen Störungen und andererseits die Resilienz nach Störungen beeinflusst werden. Die Regenerationszeit die nötig ist um eine optimale oder ausreichende Schutzwirkung wiederherzustellen hängt von mehreren Faktoren ab: der Zustand des Ökosystems Wald vor der Störung, die Intensität und die Art der Störung, die Art der Naturgefahr, sowie weitere Faktoren wie beispielsweise Umweltbedingungen oder Wildverbiss (Kupferschmid 2003; Rammig et al. 2006). Ein zusätzlicher Faktor, der die Walddynamik stark beeinflussen kann und in jüngster Vergangenheit an Bedeutung gewonnen hat, sind invasive, gebietsfremde Arten (Richardson et al. 2014). Ihr Auftreten muss nicht generell eine negative Wirkung haben. Es ist jedoch wichtig, von Fall zu Fall zu prüfen, inwiefern invasive Neobiota die Habitatsbedingungen und die Dynamik von Ökosystemen sowie die Schutzwirkung beeinflussen (Walther et al. 2009; Knüsel et al. 2015). Die Schutzwälder, die rund die Hälfte der gesamten Waldfläche der Schweiz ausmachen, spielen eine Schlüsselrolle im integralen Naturgefahren-Risikomanagement. Sie werden bei der Planung von Schutzmassnahmen noch nicht immer gleichwertig berücksichtigt, da sich die Quantifizierung ihrer Schutzwirkung und die Beurteilung der zeitlichen Bestandesdynamik als schwierig herausstellt. Dies gilt insbesondere für Rutschungen, weil quantitative Methoden, die eine langfristige Entwicklung der Schutzfunktion abschätzen können, bis jetzt fehlen. Diese sind von zentraler Bedeutung, wenn man bedenkt, dass im Jahr 2014 Überschwemmungen, Rutschungen, Murgänge und Steinschlag Schäden von über 100 Millionen Schweizer Franken verursacht haben. Rund 8% des Gesamtschadens wurden durch Rutschungen verursacht (Murgänge nicht berücksichtigt) (BAFU 2018). Flachgründige Rutschungen können auch Todesfälle verursachen, wie dies 2014 ein Ereignis in der Südschweiz gezeigt hat (Bombinasco). Einer der Hauptgründe, wieso quantitative Beurteilungen nicht gemacht werden können, sind fehlende Daten und Methoden, die es erlauben, die Schutzwirkung von Wäldern in der Gefahrenbeurteilung zu berücksichtigen. Als Folge davon basieren die Anforderungsprofile für Wälder in Management-Richtlinien (z.B. NaiS) zwar auf wissenschaftlich fundierten, ökologischen Kenntnissen, meistens jedoch nicht auf quantitativen Kenntnissen zu den Wechselwirkungen zwischen Wäldern und Gravitationsprozessen. Um die langfristige Schutzwirkung des Waldes quantifizieren und einheitliche Richtlinien für die Praxis definieren zu können, ist es wichtig, die Walddynamik nach Störungen zu berücksichtigen. Dazu müssen die Widerstandsfähigkeit und die Resilienz von Wäldern auf regionaler Ebene beachtet werden. Sie beeinflussen, wie lange und in welchem Ausmass die Schutzwirkung von Wäldern durch die Störung verändert wird (Vacchiano et al. 2015).

2. Ziele des Forschungsprojektes

Das Ziel dieses Projektes ist es, die Resilienz von Waldökosystemen nach Feuer zu bewerten und die Dynamik ihrer Schutzwirkung gegen flachgründige Rutschungen zu quantifizieren. Insbesondere soll die Zeit, die von den Waldökosystemen erforderlich ist um ein ausreichendes Mass an Wurzelverstärkung zu erreichen, unter Berücksichtigung der verschiedenen möglichen Regenerationsszenarien abgeschätzt werden können.

Das Projekt soll es ermöglichen, Praktiker bei der Beurteilung der Dynamik der Schutzfunktion des Waldes nach Feuer zu unterstützen. Auch sollen möglichen Management-Massnahmen (biologische oder technische), um die Risiken von flachgründigen Rutschungen zu mindern, aufgezeigt werden.

Eine Methode für die Quantifizierung der Wurzelverstärkung bezüglich flachgründigen Rutschungen (SlideforNET) wurde kürzlich von Schwarz et al. (2012a) entwickelt. In den

durchgeführten Fallstudien wurde diese Methode angewandt und die Wurzelverstärkung des Waldes in mehreren Zeitschritten nach Störungen berechnen. Dabei wurden verschiedene Regenerationsszenarien berücksichtigt. In diesen Szenarien wurden die Intensität der Störung, die Einstellung der natürlichen Verjüngung und die Verbreitung invasiver Arten wie der Götterbaum (*Ailanthus altissima*) im Regenerationsprozess berücksichtigt.

3. Stand der Forschung

3.1 Auswirkungen von Feuer auf Schutzwälder

Wird ein Waldökosystem, das Siedlungen und Infrastruktur vor natürlichen Gefahren schützt, von einer natürlichen Störung betroffen, kann die Schutzwirkung des Waldes unter die minimale Schutzwirkung fallen, oder temporär ganz fehlen (Abbildung 1). Durch die natürliche Regeneration (Verjüngung) nach der Störung nimmt auch die Schutzwirkung wieder zu, bis die minimale und schliesslich die optimale Schutzwirkung wieder erreicht ist. Die Zeit, die nötig ist, um die Schutzfunktion wiederherzustellen, hängt von mehreren Faktoren ab: der Art und der Intensität der Störung (Wohlgemuth et al. 2006), den klimatischen und ökologischen Bedingungen (z.B. je nach Höhenstufe), den Bedingungen des Ökosystems Wald (Arten, Anwesenheit von Verjüngung, Samenzufuhr, (Rammig et al. 2006); dem vorherrschenden Naturgefahrenprozess (z.B. Steinschlag oder Rutschungen); anderen Faktoren wie Wildverbiss (Kupferschmid 2003), Management-Techniken (Schönenberger 2002; Schönenberger et al. 2005; Rammig et al. 2007) oder aufkommenden invasiven Arten (Maringer et al. 2012; Knüsel et al. 2015). Jeder dieser Faktoren sollte berücksichtigt werden, um die Dynamik der Schutzwirkung des Waldes nach der Störung quantifizieren zu können.

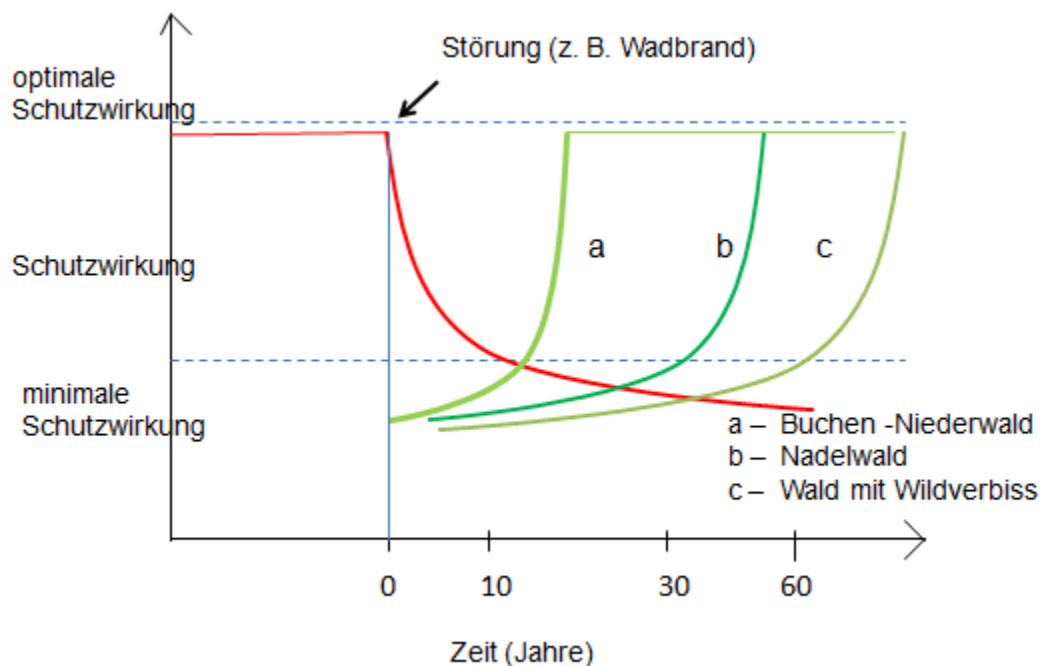


Abbildung 1: Konzeptuelle Darstellung der Entwicklung der Schutzwirkung des Ökosystems Wald nach einer Störung, bei verschiedene Waldtypen (aus Projektantrag 2016 übernommen).

Waldbrände sind die relevantesten Störungen, die Wälder an Südhängen in den Südalpen betreffen (Wasser und Perren 2014). Auf Grund der Klimaerwärmung ist zudem häufiger mit intensiven Brandereignissen auch in den Zentralalpen zu rechnen (Wohlgemuth et al. 2006). Es wurden mehrere Studien zur ökologischen Resilienz nach Waldbränden durchgeführt. Es gibt jedoch keine spezifischen Studien ausser Werlen (2015), die die Wiederherstellung der Schutzwirkung nach flachgründigen Rutschungen untersucht haben. Im folgenden Abschnitt wird eine kurze Zusammenfassung der verfügbaren Literatur vorgestellt.

3.1.1 Wiederherstellung der Schutzwirkung gegen flachgründige Rutschungen

Es gibt mehrere Arbeiten zur Resilienz von Schutzwäldern in Bezug auf Erosion und Murgängen (Marxer et al. 1998; Providoli et al. 2002; Conedera et al. 2003; Marxer 2003) und Steinschlag und Lawinen (Kupferschmid 2003; Wehrli et al. 2006; Rammig et al. 2007; Vacchiano et al. 2015). Einige dieser Studien konzentrieren sich auf die Auswertung der Nachfolgedynamik, sowohl basierend auf Felduntersuchungen als auch auf Modellierungen (Kupferschmid 2003; Wehrli et al. 2006; Rammig et al. 2007; Vacchiano et al. 2015).

Deutlich weniger Studien beschäftigen sich mit der Resilienz von Schutzwäldern in Bezug auf flachgründige Rutschungen. Auch sind uns keine Arbeiten, die die Wiederherstellung der Schutzwirkung auf Bestandesebene nach Waldbränden für alpine Baumarten, sowie die Rolle invasiver Baumarten bei diesem Prozess untersucht haben, bekannt. Die meisten der verfügbaren Studien konzentrieren sich auf die Abnahme der Schutzfunktion nach waldbaulichen Eingriffen bis hin zum Kahlschlag. Motiviert wurden sie vom beobachteten Anstieg, in der Anzahl und Dichte, flachgründigen Hangrutschungen nach Abholzungen oder grösseren Bestandeszerstörungen. Nach dem Fällen von Bäumen beginnen sich die Wurzeln zu zersetzen und es bilden sich Lücken in den ineinandergreifenden Wurzelsystemen benachbarter Einzelbäume (Amman et al. 2009). Dadurch wird der Bodenverstärkungseffekt verringert (Ballard und Willington 1975; Swanson und Dyrness 1975; Burroughs und Thomas 1977; Ziemer und Swanston 1977; Wu und Swanston 1980; Abe und Ziemer 1991; Brooks et al. 1995).

Im Allgemeinen wird davon ausgegangen, dass das Risiko von Rutschungen mit fortschreitender Wurzelersetzung ansteigt (Ziemer und Swanston 1977; Ziemer 1981; Amman et al. 2009), bis sich aufgrund natürlicher Verjüngung oder Pflanzungen neue Wurzelsysteme etabliert haben (Dhakal und Sidle 2003; Imaizumi et al. 2008).

Ziemer (1981) schätzt basierend auf einer Messung des Zerfalls der Wurzelfestigkeit, dass etwa die Hälfte der ursprünglichen Verstärkung innerhalb von zwei bis drei Jahren nach der Fällung, zwei Drittel nach acht Jahren und die gesamte Wurzelverstärkung nach 25 Jahren verschwunden ist. Gemäss der Zerfallskurven nach Sidle (1992) nimmt die Wurzelverstärkung zwei bis drei Jahre nach der Fällung verglichen mit den Anfangswerten bei der Monterey-Föhre (*Pinus Radiata*) rund 30% (Daten aus O'Loughlin und Watson 1979), bei der Küsten-Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) rund 35% (Burroughs und Thomas 1977), bei der Weisstanne (*Abies alba*) rund 50% (Daten von Ziemer 1981), bei der japanischen Zeder (*Cryptomeria japonica*) rund 60% (Daten aus Kitamura und Namba 1981 und von Abe und Iwamoto 1985) und bei der Hemlock-Fichte (*Tsuga ssp*) rund 80% (Daten von Ziemer und Swanston 1977) ab. Nach einer Studie von Ammann et al. (2009) im Kanton Glarus, nimmt die Zugfestigkeit der Fichtenwurzeln (*Picea abies*) acht bis zehn Jahre nach dem Absterben durch Borkenkäferbefall in der Größenordnung von 60% der ursprünglichen Werte ab. Vergani et al. (2016) studierten den Zerfall der Wurzelverstärkung im subalpinen Fichtenwald und stellten fest, dass 5 Jahre nach der Fällung eine Reduktion der Verstärkung zwischen 40% und 70% stattgefunden hat. Nach 10 Jahren betrug die Reduktion der Verstärkung rund 90% und nach 15 Jahren war die Wurzelverstärkung gänzlich verschwunden.

Die wenigen Studien, welche die Erholung der Wurzelverstärkung nach einer Störung quantifizieren, basieren auf konzeptuellen Darstellungen, welche nur auf Laboruntersuchungen der Wurzelfestigkeit basieren (z.B. Abbildung 2). Vergani et al. (2016) haben gezeigt, dass es für die Quantifizierung der Wurzelverstärkung, Informationen über die mechanischen Eigenschaften der Wurzeln und derer räumlichen Verteilung braucht. Dieser Ansatz zur Vermessung der Erholung der Wurzelbewehrung wurde bis jetzt noch nie angewendet.

$$R(2ti) = \frac{1 + d}{1 + d^{\left(\frac{2ti}{ti}\right)^{-1}}} - d = R1$$
$$d = 1 - R1$$

Abbildung 2: Formel der dynamischen Wurzelverstärkungsentwicklung für einen Tannenwald, nach Sidle (1991)

Es existieren keine systematischen Studien zur Verjüngungsdynamik und ihrem Beitrag zur Wurzelverstärkung. Solche Kenntnisse sind unabdingbar, um die Resilienz der Schutzwirkung der

Wälder gegen flachgründige Rutschungen bewerten zu können. Dieses Unwissen hatte in der Praxis oft zur Folge, dass davon ausgegangen wurde, dass die Etablierung der Verjüngung nach einem Waldbrand als Präventivmassnahme gegen flachgründige Rutschungen reichen würde. Diese Vorstellung ist oft auch die Konsequenz einer nicht kongruenten Definition der verschiedenen Erosionsprozesse und flachgründigen Rutschungen. Während die Vegetation bereits nach wenigen Jahren Oberflächenerosion vorbeugt, ist die Dynamik der Schutzwirkung gegen flachgründigen Rutschungen weniger klar.

3.2 Die Rolle der invasiven Arten in der Waldentwicklung und ihre Auswirkungen auf die Schutzwälder

In der Schweiz gibt es die allgemeine Besorgnis, dass invasive Arten wie der Götterbaum (*Ailanthus altissima*) die Schutzwirkung der Wälder reduzieren könnte. *Ailanthus altissima* ist vorwiegend in den Südalpen (Tessin und in den südlichen Tälern Graubündens) sowie im Allgemeinen in den tieferen Lagen oder in der Nähe von Siedlungen verbreitet. Seine Ausbreitung scheint durch die Aufgabe von Kastanienwaldbeständen und Waldbränden begünstigt zu werden.

Nur wenige Studien sind heute über die Auswirkungen von invasiven Arten auf den Schutzwald verfügbar. Knüsel et al. (2015) analysierte Edelkastanienwälder in den südlichen Alpen, in denen der Götterbaum verbreitet vorkommt und die gegen Steinschlag schützen. Die Wachstumsdynamik und der Zerfall beider Arten wurden nachträglich verglichen. Dabei scheint eine erhöhte Dominanz des Götterbaumes zu einer Verringerung der Bestandesstabilität an Standorten mit vermehrtem Auftreten von Kernfäule zu führen, was die Schutzkapazität gegen Steinschlag reduziert. Die Autoren unterstreichen die Notwendigkeit von weiterer experimenteller und Modellierungsforschung, um ihre Ergebnisse überprüfen zu können.

3.3 Methoden zur Quantifizierung der Schutzwirkung gegen flachgründige Rutschungen: von Einzelwurzeln zum Waldbestand

Der Hauptmechanismus, durch den die Vegetation Hänge stabilisiert, ist die Wurzelverstärkung. Verschiedene Verfahren wurden zur Quantifizierung der Wurzelverstärkung in den letzten 40 Jahren entwickelt. Die meisten dieser Methoden quantifizieren die Wurzelverstärkung in Böden unter Scherspannung und sind auf die Zugeigenschaften von Wurzeln basiert. Das jüngste Modell, das sogenannte Root-Bundle Model (RBM) (Feller et al. 2013; Schwarz et al. 2013), wurde für die Berechnung der Wurzelverstärkung unter Zug (Schwarz et al. 2010a) und Druck (Schwarz et al. 2015) entwickelt. Mithilfe des RBM und SlideforNET kann die Wurzelverstärkung von der einzelnen Wurzel bis zur Bestandesebene aufskaliert werden (Schwarz et al. 2010b) und in Hangstabilitätsberechnungen für flachgründige Rutschungen implementiert werden (Schwarz et al., 2010c).

Dabei wird zwischen der basalen Wurzelarmierung und der lateralen Wurzelverstärkung unterschieden. Als laterale Wurzelverstärkung wird die seitliche Verbindung der Wurzeln auf der Gleitfläche mit der benachbarten Fläche verstanden. Die Wurzeln der Bäume auf einer Rutschungsfläche, als auch jene in unmittelbarer Umgebung der Rutschung verflechten sich grenzübergreifend und können so das Anreissen einer Rutschung verhindern. An der Anrissfläche wirken insbesondere Zugkräfte auf das Wurzelwerk, am Rutschungsfuss werden die Wurzeln Druckkräften ausgesetzt. Wenn das Wurzelwerk eines Baumes tiefer als die Rutschungsmächtigkeit greift, kommt auch ein basaler Armierungseffekt zustande. Die Baumwurzeln, welche im Unterboden oder oft auch zwischen dem Grundgestein vorhanden sind, halten bis zu einem gewissen Grad das obere und das untere Bodenpaket zusammen. Dieser Effekt ist sehr abhängig von der Baumart. Baumarten mit flachgründigen Wurzeln, wie beispielsweise die Fichte (*Picea abies*) können kaum einen basalen Wurzelverstärkungseffekt aufweisen. Nur bei sehr flachen Rutschungen mit einer Mächtigkeit von unter 50cm, kann davon ausgegangen werden, dass die Fichtenwurzeln den Boden unter der Rutschung durchdringen. Ein deutlich höherer Einfluss ist bspw. in Buchenbeständen (*Fagus sylvatica*) zu erwarten, welche eine Wurzeltiefe von bis 2m aufweisen können.

Die Aufrechnung der Wurzelverstärkung vom einzelnen Baum auf die Hangskala ist durch die Anwendung eines Wurzelverteilungsmodells möglich (Schwarz et al. 2012a). Dieses erlaubt es, die

Anzahl der Wurzeln in der seitlichen Gleitfläche eines Rutsches in Abhängigkeit der Dichte des Waldbestandes, der Durchmesser der Bäume und der betrachteten Arten zu bestimmen. Basierend auf den Schätzungen der Wurzelverstärkung eines Waldbestandes kann ihre Wirkung auf die Hangstabilität (das heisst die Schutzwirkung des Bestandes) bewertet werden. SlideforNET (Schwarz et al. 2012a) quantifiziert die Wirkung der lateralen und basalen Wurzelverstärkung (Schwarz et al. 2015) basierend auf der Dimension und der Häufigkeitsverteilung der flachgründigen Rutschungen. SlideforNET visualisiert anschliessend die Wahrscheinlichkeit, dass der Wald die potenziellen Rutschungen, je nach Grösse und Quantität, verhindern kann.

4. Systematik der durchgeführten Arbeiten

Das vorliegende Projekt wurde in vier Arbeitspakete unterteilt (W1-4). In W1 wurden Fallstudien bestimmt, welche einen Waldbrandhintergrund aufweisen und sich aufgrund der vorhandenen Datenlage eignen um die Ziele des Projekts zweckmässig zu erfüllen. Um die relevantesten Situationen zu definieren (welche Waldbestände am meisten von Rutschungen mit Schadenpotential schützen) wurden in einem ersten Schritt Rutschungsdaten aus dem Ereigniskataster (StorME), dem Waldbrandkataster (SwissFire) sowie Vegetationskarten verglichen (Kapitel. 5). Die einzelnen Fallstudien sind in Kapitel 6 beschrieben. Im Arbeitspaket W2 wurden Verjüngungsaufnahmen in Ergänzung zu bereits vorhandenen Datensätzen durchgeführt. Diese Daten mussten beispielhaft die Sukzession einzelner Baumarten nach Waldbrand widerspiegeln. In W3 wurden fehlende Untersuchungen und Berechnungen getätigt, um die Wurzelverstärkung und Wurzelverteilung der untersuchten Baumarten zu quantifizieren. Diese Arbeit umfasst Zugversuche der Wurzel im Feld, Zählungen der Wurzelverteilung, sowie die Eichung des Wurzelbündelmodells (RBMw). Das Arbeitspaket W4 befasst sich mit der Dynamik der Wurzelverstärkung für verschiedene Baumarten. Die rekonstruierten Grafiken basieren auf den Resultaten aus W2 und W3. Diese wurden für verschiedene Zeitpunkte nach einem Waldbrand modelliert und mittels Analyse von Daten des Landesforstinventars (LFI) erweitert.

Die nachfolgende Tabelle 1 zeigt einen Überblick der Autoren und Fallstudien je Baumart und Arbeitspaket. Für die Buche wurden die Daten von Maringer et al. (2012) verwendet und keine neuen Fallstudien oder Verjüngungsaufnahmen durchgeführt. Für die Hanfpalme (*Trachycarpus fortunei*) werden in diesem Projekt nur die Resultate der Wurzelverstärkung präsentiert.

Tabelle 1: Liste der durchgeführten Arbeiten in den Arbeitspaketen W1 - W4

Arbeitspaket	Buche	Flaumeiche	Fichte	Waldföhre	Edelkastanie	Götterbaum	Hanfpalme	Birke
W1: Fallstudie	-	Leuk (VS)	Müstair (GR)	Visp (VS)	Cugnasco (TI)	Cugnasco (TI)	-	Cugnasco (TI)
W2: (Neue Verjüngungs- aufnahmen)	-	Werlen, Arrigoni, Ricci (2018, interner Bericht)	Flepp (2018) (BSc) + Arrigoni, Ricci	Vergani et al. (2017)	Dazio et al. (2018)	Dazio et al. (in Bearbeitung)	-	Dazio et al. (in Bearbeitung)
W3: Quantifizierung der Wurzelverstärkung	Tigges (2017) (Msc)	Schmidhalter (2018) (Bsc)	Vergani et al. (2016)	Vergani et al. (2017)	Dazio et al. (2018)	De Boni (2017) (MSc), Gottardi (2017) (BSc)	Crivelli (2018) (BSc)	Dazio et al. (in Bearbeitung)
W4: Dynamik Wurzelverstärkung	Gehring et al. (2019)	Schmidhalter (2018) (Bsc)	Flepp (2018) (BSc)	Vergani et al. (2017)	Dazio et al. (2018)	Dazio et al. (in Bearbeitung)		Dazio et al. (in Bearbeitung)

5. Analyse der Charakteristiken von rutschgefährdeten Waldbeständen nach Waldbrand und Wahl der Untersuchungsgebiete (W1)

5.1.1 GIS Analyse der Rutschereignisse, Waldbrandfläche und Waldbestände

Um einen Überblick zu erhalten, ob in der Realität Waldbrandflächen zu flachgründigen Rutschungen tendieren und um zu erfassen, in welchem Zeitraum nach dem Waldbrand, die Wahrscheinlichkeit einer Rutschung am höchsten ist, wurde eine Datenanalyse durchgeführt. Konkret wurde der Waldbrandkataster (Swissfire) beigezogen, in dem alle Waldbrände bis 2015 aufgeführt sind (Pezzatti et al. 2010). Dies wurde für den Kanton Tessin durchgeführt, da dieser im Gegensatz zu anderen Kantonen, die Waldbrandflächen als Polygone darstellt (Abbildung 3), während die anderen Kantone die Waldbrandflächen lediglich mit einer Koordinate versehen, womit die konkrete Fläche nicht nachvollziehbar ist. Zudem ist der Kanton Tessin mit 5914, seit Messbeginn registrierten Feuerereignissen, die brandanfällige Region, gefolgt vom Kanton Wallis mit 935 Bränden und dem Kanton Graubünden mit 471 Bränden (Pezzatti et al. 2010). Im Kataster sind ebenfalls Informationen über den Zeitraum des Waldbrandes enthalten. Dazu wurden die Rutschungsdaten bis 2015 im Kanton Tessin, aus dem Ereigniskataster (StorMe) analysiert. Werden diese zwei Datensets übereinandergelegt, ergeben sich alle Flächen wo sowohl ein Waldbrand als auch eine oder mehrere Rutschungen stattgefunden haben. Werden diejenigen Rutschungen weggelassen, welche vor dem Waldbrand entstanden sind, kann analysiert werden, wie lange nach dem Waldbrand die Wahrscheinlichkeit für Rutschungen am höchsten ist. In der StorMe Datenbank des Tessins sind 372 flachgründige Rutschungen erfasst. 89 dieser Rutschungen ereigneten sich auf Waldbrandflächen, 60 davon nach Waldbrand. Die grösste Anzahl Rutschungen fand zwischen 20 und 35 Jahre nach dem Waldbrand statt (Abbildung 4). Auf diesem Ergebnis gestützt und mit der Literatur verglichen (z.B. Vergani et al. 2016), lässt sich vermuten, dass das Wurzelwerk nach etwa einer Dekade allmählich zersetzt ist. Kommt danach ein Niederschlagsereignis höherer Jährlichkeit, ist das Risiko für flachgründigen Rutschungen erhöht. Ab 35 Jahren nach dem Waldbrand scheint das Wurzelsystem des Nachfolgebestandes soweit entwickelt, dass er zunehmend die Schutzwirkung übernehmen kann (Abbildung 4). Die Reduktion der Rutschungsfrequenz nach 35 Jahren kann auch mit der qualitativ abnehmenden Datengrundlage für alte Ereignisse in Zusammenhang stehen.



Abbildung 3: Ausschnitt aus Q-Gis mit einem Beispiel mehrerer Waldbrand-Polygone im Kanton Tessin.

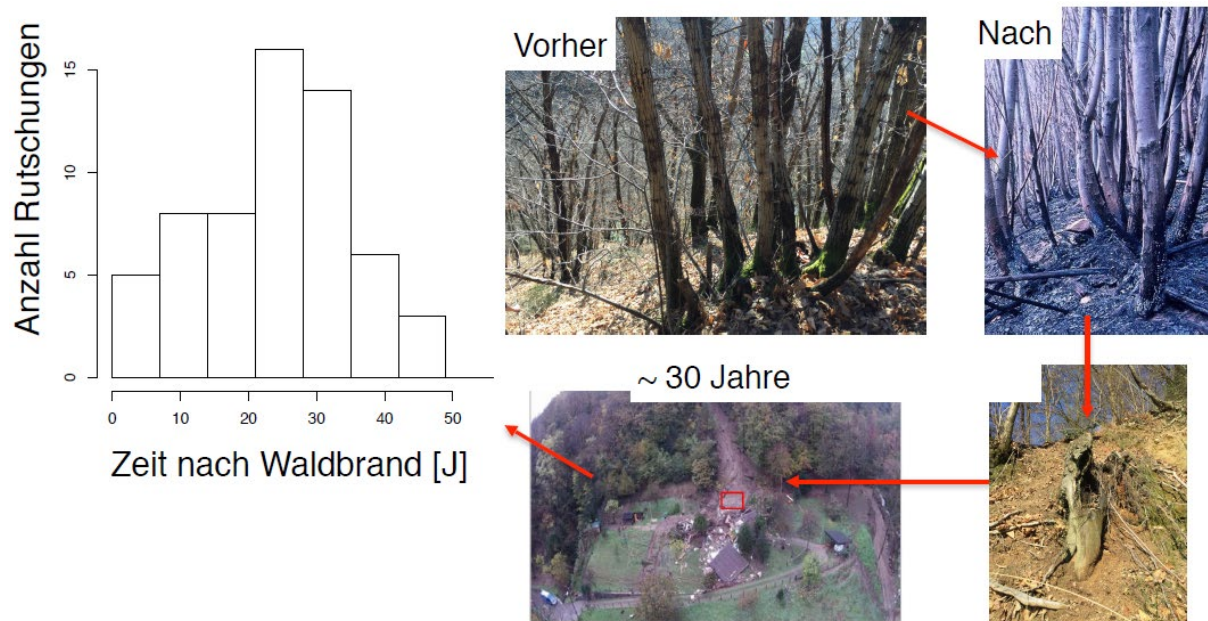


Abbildung 4: Entwicklung der Rutschungshäufigkeit nach Waldbrand mit der Zeit. Die Abbildungen zeigen das Beispiel aus Bombinasco, wo sich eine Rutschung im Jahr 2014, also 29 Jahre nach einem Waldbrand ereignete.

Um in Erfahrung zu bringen, welche Baumarten im Kanton Tessin speziell von Waldbrand betroffen sind, wurde ein Vegetationsmodell mit den Swissfire-Daten verschnitten. Damit lässt sich die gesamte Waldbrandfläche des Kantons auf die einzelnen Baumarten aufteilen. Demnach ist die Edelkastanie die mit Abstand am meisten von Waldbrand betroffene Baumart auf der Alpensüdseite. Seit Messbeginn sind fast 5000ha Kastanienwald dem Feuer zum Opfer gefallen (siehe Abbildung 5). Darauf folgen verschiedene Pionierbaumarten mit gesamthaft 3000ha Fläche. Die Buche ist mit fast 2000ha die drittmeist betroffene Baumart. Um noch bessere Grundlagen für die Beurteilung der anfälligsten Arten zu erhalten, muss der Anteil Waldfläche nach Hauptbaumart aufgeteilt werden. Hier zeigt sich, dass die Eiche, welche zwar nur auf ca. 1000ha Tessiner Waldfläche von Waldbrand betroffen ist, verhältnismässig stärker als die Edelkastanie oder die Buche betroffen ist. Die Edelkastanie ist auf 17.1% Waldfläche die Hauptbaumart, die Buche auf 17.6%, während die Eiche nur auf 3.3% der Tessiner Flächen Hauptbaumart ist (Abegg et al. 2014). Somit wurden auf pro % Waldfläche als Hauptbaumart rund 303ha Eichenwald verbrannt. Edelkastanienwälder fielen deren 292ha pro % dem Feuer zum Opfer, Buche gar nur deren 114ha. Diese Angaben sind mit Vorsicht zu geniessen, da gewisse Baumarten aufgrund ihrer Ökologie nicht oder nur selten als Hauptbaumart auftreten, jedoch häufig beigemischt sind. Weiter ist zu berücksichtigen, dass trockenheitsresistente Arten aufgrund ihrer ökologischen Nische und der Tatsache, dass sich Feuer meist in trockenen Regionen ausbreiten kann, tendenziell eher in Flächen vorkommen, die von Waldbränden betroffen sind, als Baumarten, die in feuchtem Milieu auftreten.

5.1.2 Wahl der Untersuchungsgebiete

Basierend auf vorhandene Datensätze der WSL (Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft) wurde in verschiedenen Fallstudien (W1) eine neue Serie detaillierter Verjüngungsaufnahmen (W2) durchgeführt. Die Untersuchungsgebiete befinden sich in den Kantonen Tessin, Wallis und Graubünden. In der Abbildung 7 sind die untersuchten Waldbrandgebiete rot punktiert. Als Waldbrandgebiete wurden jene in Leuk, in Visp, in Cugnasco sowie in Münstair gewählt. Die Standorte an welchen Feldaufnahmen der Vegetation, der Wurzelverteilung, der Wurzelverstärkung und/oder Schutzwirkung gemacht wurden, sind schwarz markiert. Im Kanton Tessin wurden für die Ermittlung der Wurzelverstärkung (W3) in Ascona, Arbedo, Avegno, Bedano, Croglio, Caviano, Gerra, Sementina und Vira Feldaufnahmen gemacht. Im Kanton Graubünden fanden Aufnahmen auf der Waldbrandfläche Münstair sowie im Misoxer S. Vittore statt. Im Wallis wurden in den von Waldbrand betroffenen Gebieten von Leuk und Visp Feldstudien realisiert. Die Waldbrandgebiete werden nachfolgend kurz beschrieben.

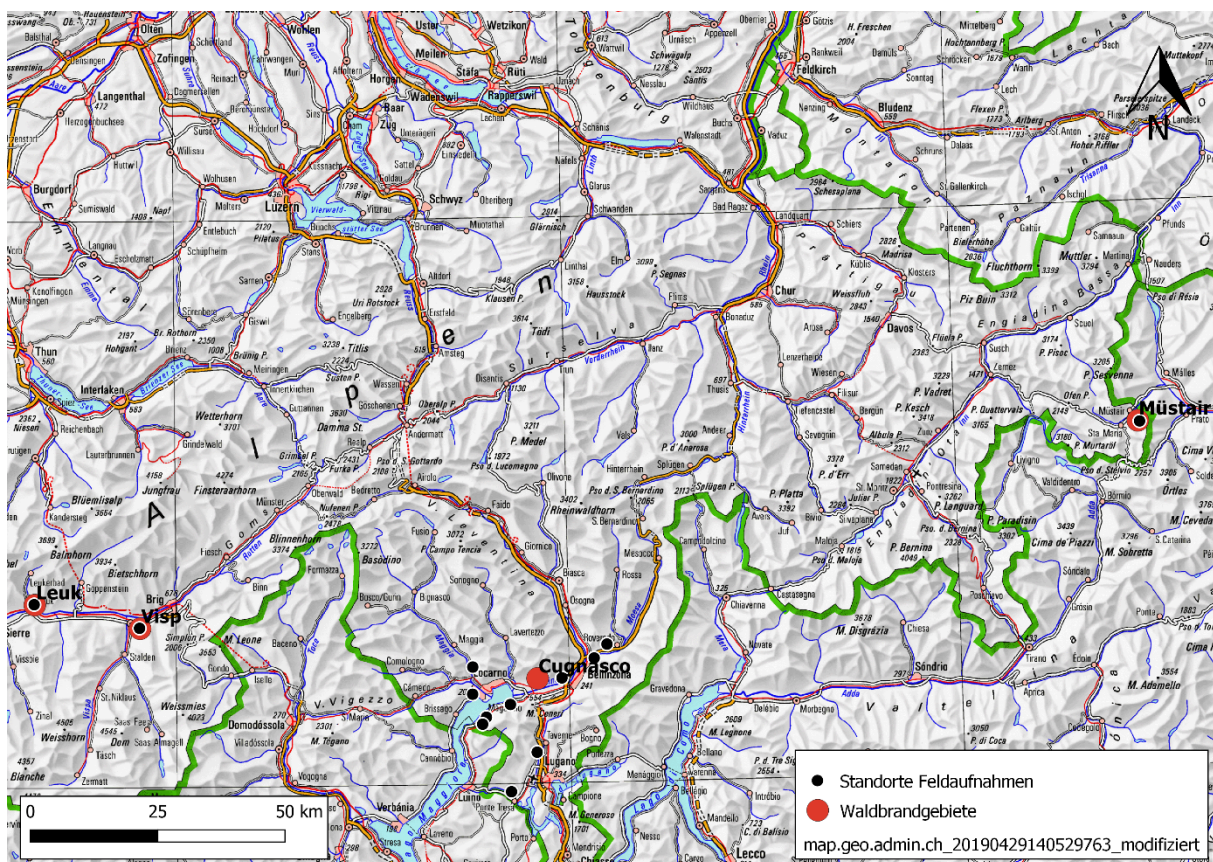


Abbildung 7: Karte der gewählten Fallstudien mit den Waldbrandgebieten (rot) und den Aufnahmestandorten für die Quantifizierung der Wurzelverstärkung (schwarz) (Quelle: Swisstopo 2019, verändert von Flepp 2019).

5.1.2.1 Leuk

Die Waldbrandfläche in Leuk (VS), im Mittelwallis erstreckt sich von 800m.ü.M. bis zur Waldgrenze auf 2100m.ü.M. Das Feuer hat im August 2003 eine Fläche von 300 ha erfasst. Davon waren 70ha Schutzwald (Wohlgemuth et al. 2005). Das Klima in Leuk ist kontinentalen Charakters und durch heisse, trockene Sommer gekennzeichnet. Es herrscht ein hoher Temperaturgradient zwischen Sommer und Winter. So beträgt die Monatsmitteltemperatur im Juli mit 16.5°C ganze 18.1°C mehr als im Januar mit -1.6°C. Die jährliche Niederschlagsmenge beträgt ca. 900mm. Vor dem Waldbrand bestand die Bestockung aus Eichen, Föhren, Fichten und Lärchen. Die Untersuchungsfläche ist südwestgerichtet und hat eine durchschnittliche Hangneigung von 40%. Der Untergrund besteht aus einer postglazialer Bergsturzmasse (Swisstopo 2019).

Die Fallstudie wurde aufgrund des Ausmasses des Brandes, sowie als Repräsentant für Extremstandorte der Eiche gewählt.

5.1.2.2 Visp

Der Waldbrand ereignete sich im April 2011. Das Feuer brach in einer Karosseriewerkstatt aus, von wo sich die Flamen auf den Wald ausweiteten. Dabei fielen über 100ha Schutzwald dem Feuer zum Opfer (Werlen 2015). Klimatisch ist die Region sehr trocken und von hohen Temperaturgradienten zwischen Sommer und Winter gekennzeichnet. Die jährliche Niederschlagsmenge in Visp beträgt ca. 600mm, die Jahresmitteltemperatur liegt bei 9.4°C. Der Wald bestand vor dem Waldbrand hauptsächlich aus Waldföhren. Die Waldbrandfläche steht auf Flysch sowie Gneis und Glimmerschiefer (Swisstopo 2019).

Diese Fallstudie wurde als repräsentativen Waldföhrenstandort gewählt. Zusätzlich spielt die Birke in der Regenerationsphase als Pionier eine wichtige Rolle.

5.1.2.3 Val Müstair

1983 brannten oberhalb des Dorfes Müstair (GR), auf einer Höhe von 1800m.ü.M. bis 2200m.ü.M., 50ha Wald nieder. Die Val Müstair liegt am östlichsten Rand Graubündens. Das Klima im auf ca. 1400m.ü.M. gelegenen Sta. Maria, ist eher kontinental geprägt. Die jährliche Niederschlagsmenge beläuft sich auf 800mm, Der Temperaturmittelwert liegt bei 6°C. Der Wald bestand vor dem Waldbrand aus den Baumarten Fichte, Lärche, Arve und Bergföhre. Das Waldbrandgebiet liegt auf Gneis und Glimmerschiefer (Swisstopo 2019).

Dieses Ereignis wurde als typischer Fall eines fichtendominierten Standortes gewählt. Zudem ist es die einzige Fallstudie, in der Aufforstungen durchgeführt wurden.

5.1.2.4 Cugnasco

Anfang April 2006 sind oberhalb von «Sasso Fenduto», bei Cugnasco (TI) während eines starken Nordföhns 55ha Kastanien-Flaumeichenniederwald niedergebrannt. Cugnasco liegt zwischen Locarno und Bellinzona auf einer Höhe von etwa 550m.ü.M. Das Klima ist insubrischen Charakters und durch milde Temperaturen und hohe Niederschlagswerte gekennzeichnet. Die durchschnittliche Jahrestemperatur liegt bei ca. 12°C, die jährliche Niederschlagsmenge beträgt ca. 1800mm. Der vom Waldbrand betroffene Wald steht auf saurem, kristallinem Gestein (Swisstopo 2019).

Dieser Fall wurde als Repräsentant für Edelkastanien-dominierte Standorte gewählt. Zusätzlich hat sich auf der Fläche, nach dem Waldbrand der Götterbaum etabliert.

6. Charakterisierung der möglichen Regenerationsszenarien nach Waldbränden (W2)

6.1 In den Untersuchungsgebieten getätigte Arbeiten

6.1.1 Leuk

Vorhandene Daten

Bereits 1997 wurden anlässlich einer Doktorarbeit Vegetationsaufnahmen in dieser Fläche getätigt (Gödicke-meier 1998). Nach dem Waldbrand 2003 hat die WSL ein Stichprobennetz mit 153 quadratischen Stichprobenflächen à 200m² auf der Waldbrandfläche und zusätzlichen Vergleichspunkten neben der abgebrannten Fläche eingerichtet. Von 2004 bis 2007, sowie 2017 wurden Aufnahmen durchgeführt (Abbildung 8). Es wurde die gesamte Vegetation, also sämtliche Bäume, sowie die gesamte Kraut- und Strauchschicht aufgenommen (Wohlgemuth et al. 2005; Wohlgemuth und Moser 2008; Wohlgemuth et al. 2010; Wohlgemuth und Moser 2018).

Vegetationsaufnahmen

2018 wurden für dieses Projekt von Werlen, Arrigoni und Ricci Folgeaufnahmen auf der Waldbrandfläche durchgeführt. Dabei wurde die Vegetation der unteren 64 Stichprobenflächen in Kreisen mit einem Radius von 10m aufgenommen. Somit sind diese Flächen mit 314m² deutlich grösser als die bereits eingerichteten Stichprobepunkte mit jeweils 200m². Grund dafür ist die geringere Anzahl Bäume pro Stichprobenfläche. Mit der Erhöhung der Flächengrösse konnten repräsentativere Ergebnisse sichergestellt werden (Arrigoni 2019, persönliche Mitteilung). Erhoben wurden Baumart, Höhe, Durchmesser, Position, Hangneigung, Exposition, Höhe über Meer sowie die Anzahl Verjüngungsansätze.

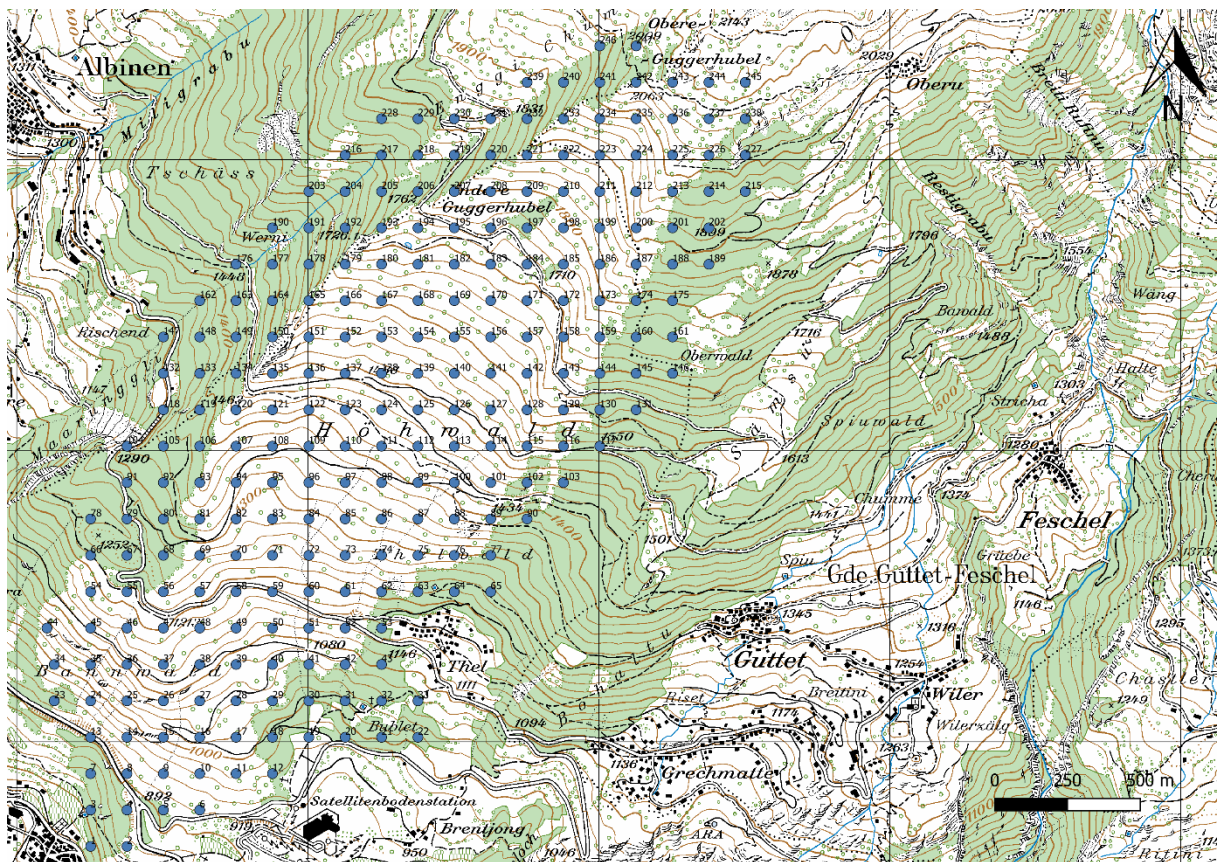


Abbildung 8: Von der WSL eingerichtetes Stichprobennetz mit gesamthaft 254 Flächen à 200m², auf der Waldbrandfläche oberhalb von Leuk. Die auf der Karte abgebildeten Punkte entsprechen nicht der tatsächlichen Plot-Grösse (Quelle: Swisstopo 2019, verändert von Flepp 2019).

6.1.2 Visp

Vorhandene Daten

Im Sommer 2013, also gut zwei Jahre nach dem Waldbrand, hat die WSL auf der betroffenen Fläche ein Stichprobennetz zur Überwachung der Vegetationssukzession eingerichtet. Es wurden mit einer Maschenweite von 125x125m total 45 Stichprobeflächen à 50m² installiert. Erhoben wurde von der WSL die Stammzahl pro Hektare, sowie die Grösse aller Gehölzpflanzen. 2017 wurden die Aufnahmen wiederholt (Wohlgemuth 2019, persönliche Mitteilung). Diese Daten konnten für dieses Projekt nicht verwendet werden.

Vegetationsaufnahmen

Auf der Fläche einer Are wurde die Verjüngung ausgezählt und dabei für jede Baumart, die Höhe und der Durchmesser bestimmt (Abbildung 9). Zudem wurde der Plot in vier Sektoren eingeteilt, um einen Unterschied von Mulden- zu Kuppenlagen zu ermitteln (Werlen 2015). 2017 hat Werlen diese Aufnahmen wiederholt. Weiter hat er in unmittelbarer Nähe eine weitere 1Aren-grosse Fläche ausgeschieden und deren Verjüngung quantifiziert. Zwei je fünf Jahre alte Bäume wurden ausgegraben und deren Wurzelsystem analysiert. Es wurden keine grossflächigen Vegetationsaufnahmen aufgenommen.

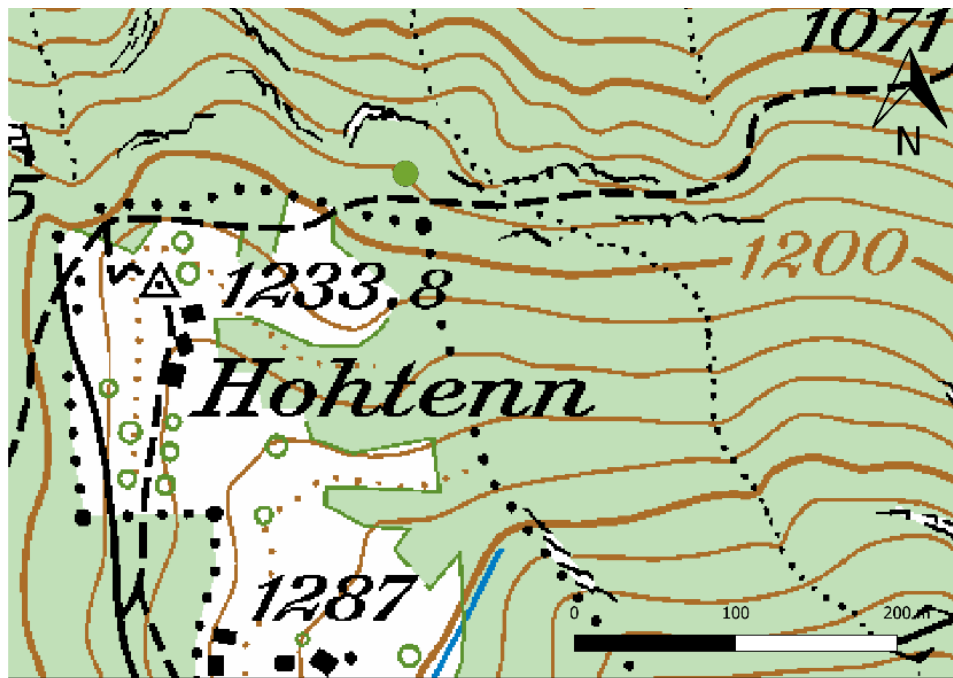


Abbildung 9: Aufnahme­fläche der Verjüngung im Waldbrandgebiet von Werlen (2015 und 2017) in Visp (635'620 / 126'313) (Quelle: Swisstopo 2019, verändert von Flepp 2019).

6.1.3 Müstair

Vorhandene Daten:

Die WSL hat nach dem Waldbrand auf einer 13ha grossen Fläche ein Stichprobennetz mit 49 kreisrunden Stichprobenpunkten à 50m² eingerichtet und die Verjüngung bis 2008 periodisch aufgenommen (Abbildung 10). Dabei wurde die Baumart, die Baumhöhe (aller Bäume mit Schaftlänge >20cm) und die Verjüngungsart (naturverjüngt oder gepflanzt) erhoben. Ebenso wurden die Ausfallursachen, die Verbissintensität und die Entwicklung der verschiedenen gepflanzten Jungbäume (Topfpflanzen oder Nacktwurzler) ermittelt. (Schönenberger und Wasem 1997; Wasem et al. 2010).

Vegetationsaufnahmen:

2018 wurde die Waldbrandfläche für dieses Projekt neu untersucht. Es wurde zusätzlich der BHD ab einem Durchmesser von 5cm aufgenommen. In einer Vergleichsfläche wurden auf 12 Flächen à 500m² ebenfalls Baumart, Baumhöhe und BHD erhoben. Mittels Jahrringanalyse wurde das Bestandesalter in den Vergleichsbeständen geschätzt. Weiter wurde in jeder Fläche Exposition, Hangneigung, Höhe über Meer und Position bestimmt (Flepp 2018).

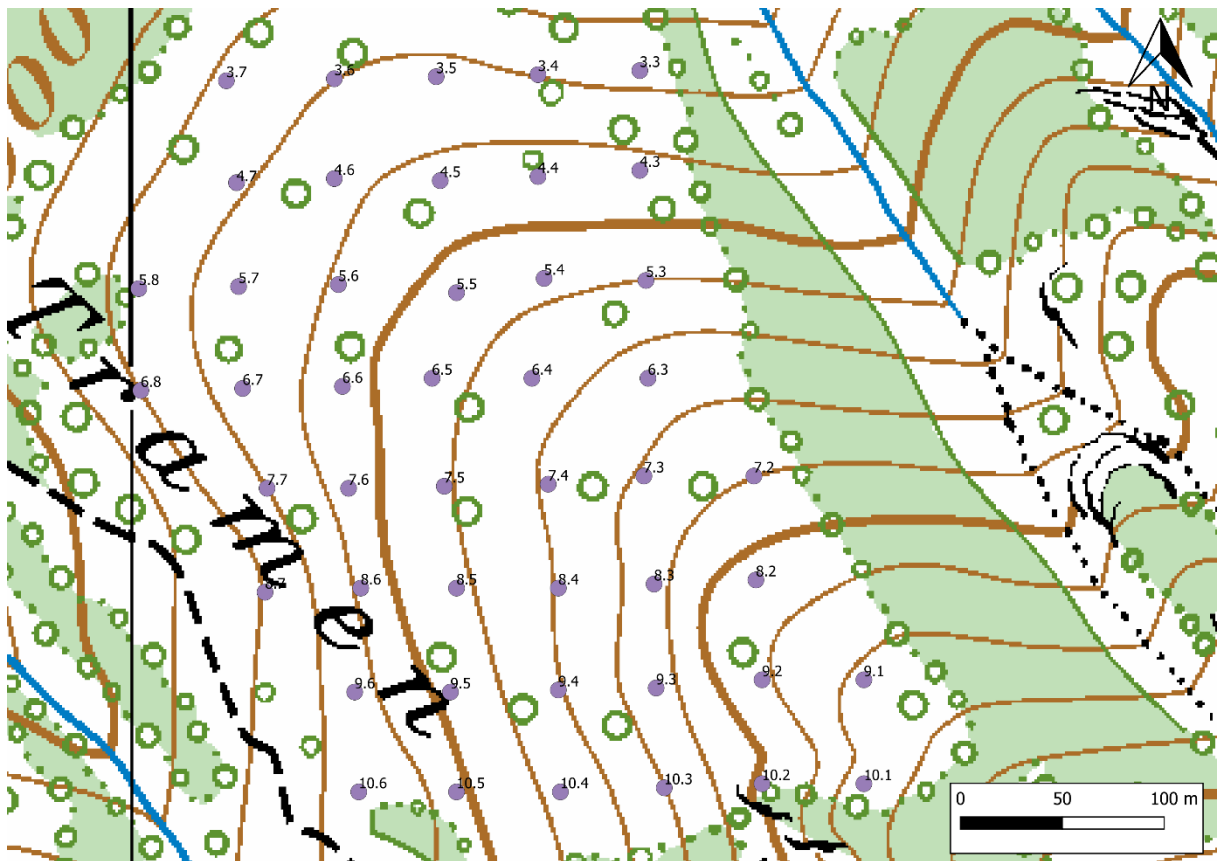


Abbildung 10: Von der WSL eingerichtetes Stichprobennetz mit 49 Stichprobepunkten à 50m², auf der Waldbrandfläche Müstair. Die auf der Karte abgebildeten Punkte entsprechen der tatsächlichen Plotgrösse (Quelle: Swisstopo 2019, verändert von Flepp 2019).

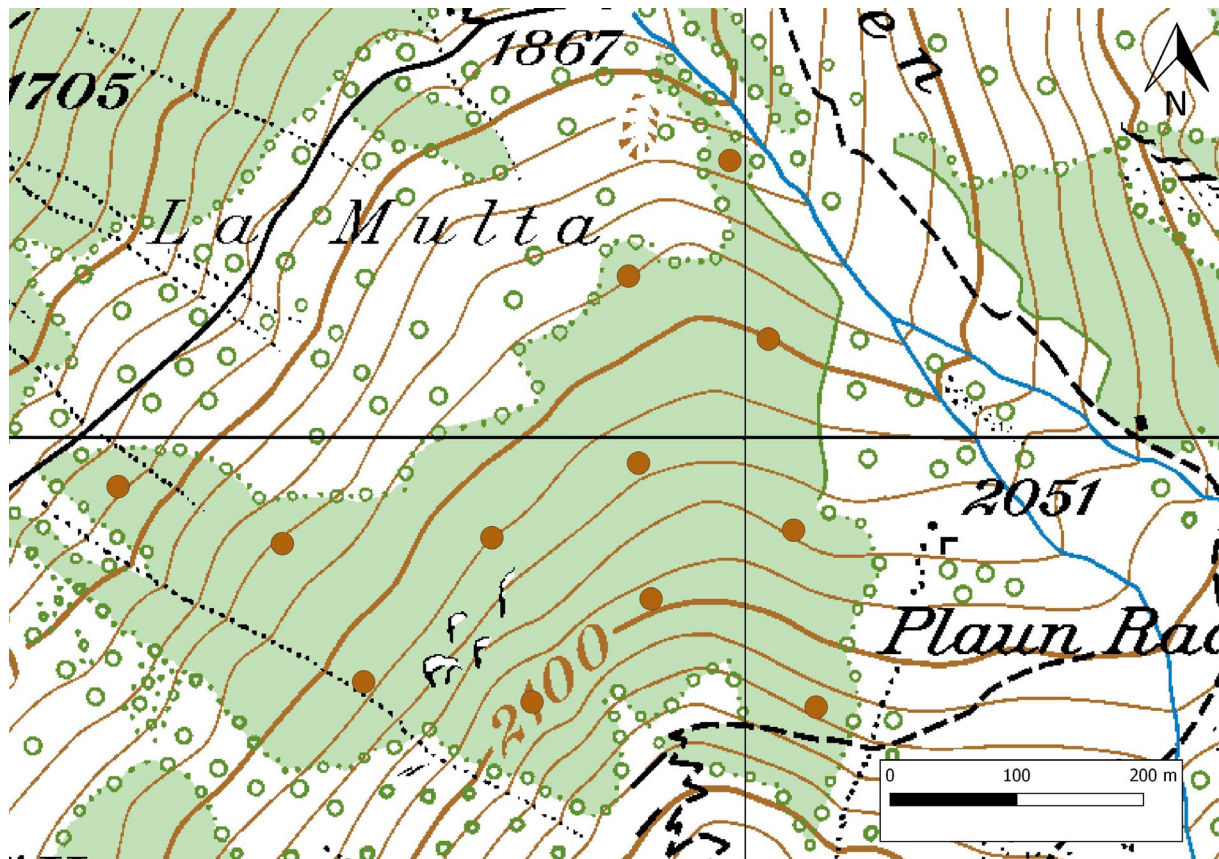


Abbildung 11: Vergleichsfläche mit 12 Stichproben à 500m², neben der Waldbrandfläche Müstair. Mittels Jahrringanalyse konnte das Alter der Bestände bestimmt werden (Quelle: Swisstopo 2019, verändert von Flepp 2019).

6.1.4 Cugnasco

Vorhandene Daten

Bereits 2005 haben Guidici und Zingg in Cugnasco Feldaufnahmen auf einer Untersuchungsfläche von 1.35ha, welche in neun Segmente zu je 800 – 1000m² unterteilt wurde, durchgeführt. Insgesamt wurde von 717 lebenden und 350 toten Kastanienbäumen der BHD, die Baumhöhe und die Holzqualität ermittelt und in Klassen eingeteilt (Guidici und Zingg 2005a).

Nach dem Waldbrand, wurden von der WSL im Jahr 2009, Vegetationsaufnahmen auf der Waldbrandfläche «Sasso fenduto» getätigt. In einem 75x75m Raster wurden insgesamt 83 Stichprobenflächen à 200m², sowie 37 Kontrollplots gleicher Dimension eingerichtet (siehe Abbildung 12). Auf jeder Fläche wurde der prozentuale Deckungsanteil an gebietsfremden Arten, sowie an Kräutern, Farnen, Moosen und Gehölzen der Höhenklassen 20cm, 100cm und 500cm erhoben (Maringer et al. 2012).

In einer anderen Studie wurden in Cugnasco 192 Bäume, davon 122 Kastanien, 32 Buchen und 38 Eichen analysiert. Erhoben wurden nebst Feuerschäden und direkten Waldbrandzeichen, auch die soziale Stellung und der BHD. So konnte auch die Waldbrandintensität in den jeweiligen Teilgebieten rekonstruiert werden (Conedera et al. 2010).

Vegetationsaufnahmen

Im 2017 und 2018 wurden von Gehring, Murgia, Dazio, Ricci und Arrigoni Feldaufnahmen auf der Waldbrandfläche durchgeführt. Es wurden die gleichen Flächen wie 2009 von Maringer et al. (2012) aufgenommen. Insgesamt wurden auf 120 Plots à 200m², Erhebungen getätigt. Die Aufnahmedaten wurden in drei Kategorien unterschieden. (1) Bäume über 3m, (2) Verjüngung mit einer Höhe zwischen 1.5m und 3m und (3) Verjüngung unter 1.5m Höhe. Bei der Kategorie 1 wurden Baumart, Position, Durchmesser, Höhe, Zustand (lebend oder tot), sowie ob der Keimzeitpunkt vor oder nach dem Waldbrand stattgefunden hat, erhoben. Die Elemente der Kategorien 2 und 3 wurden mit Baumart, Durchmesser und Höhe charakterisiert. Für jeden Plot wurden zudem die topografischen und mikrotopographischen Merkmale erhoben (Hangform, Hangneigung, Exposition, Höhe über Meer usw.).

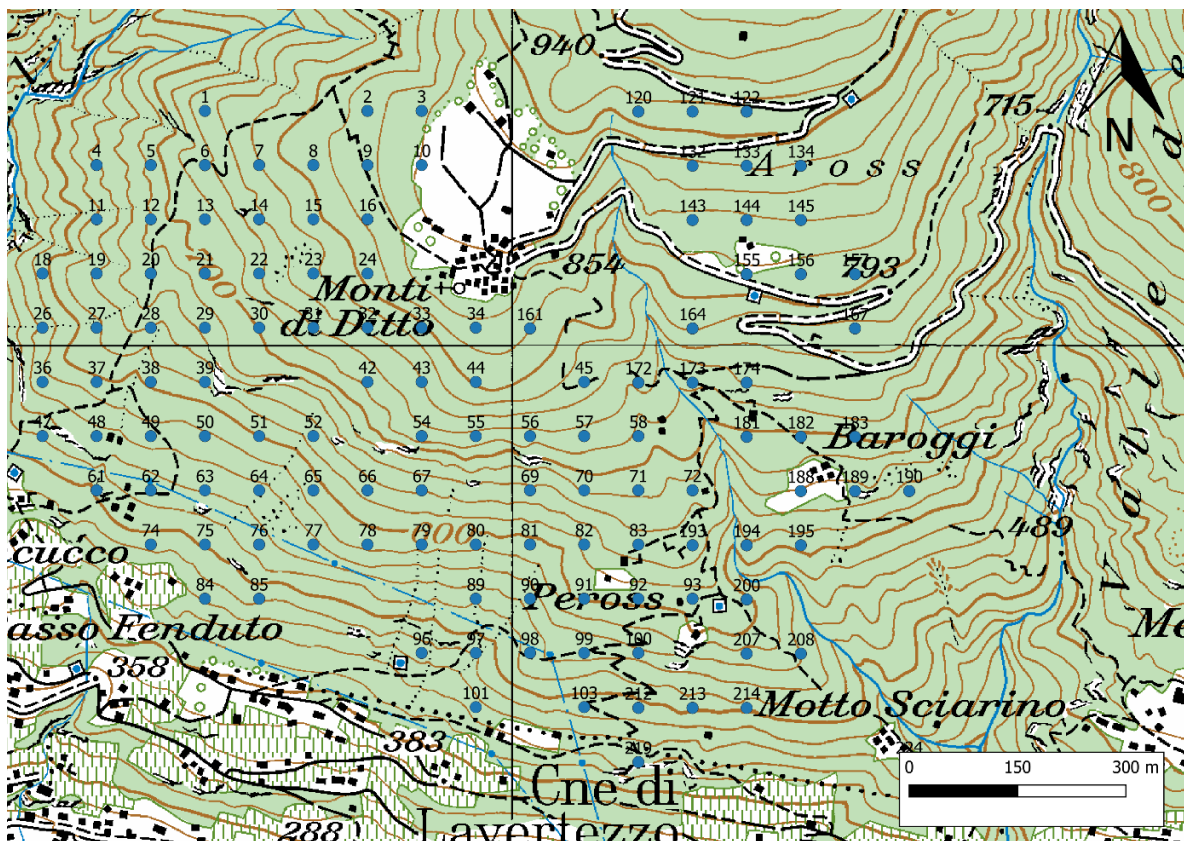
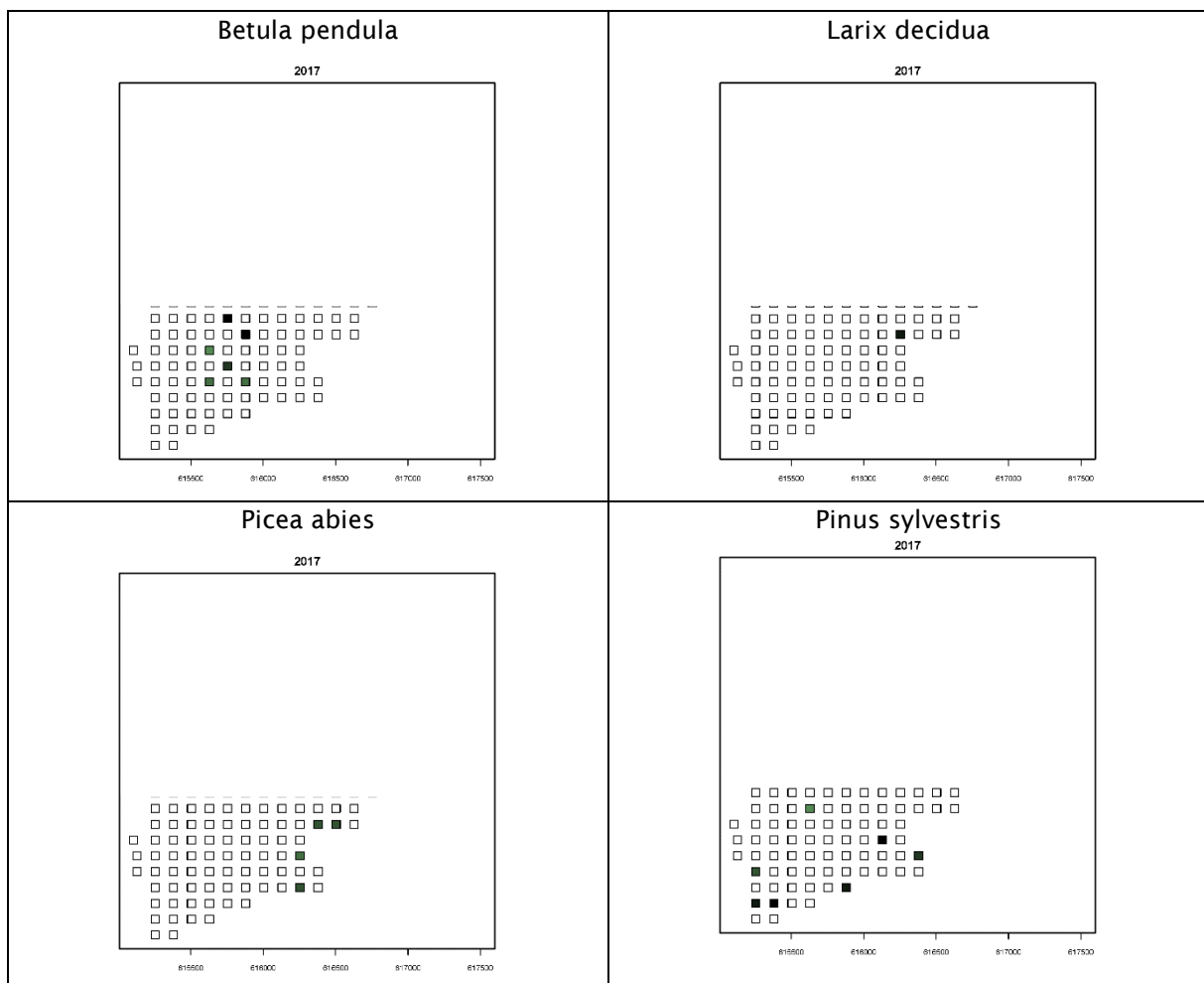


Abbildung 12: 120 Stichprobenflächen mit je 200m², oberhalb von Cugnasco. Die eingezeichneten Punkte entsprechen der tatsächlichen Grösse der Stichprobenfläche (Quelle: Swisstopo 2019, verändert von Flepp 2019).

6.2 Ergebnisse

6.2.1 Leuk

Die Tabelle 2 gibt einen Überblick über die Entwicklung der Baumartenzusammensetzung nach Waldbrand im vom Waldbrand 2003 betroffenen Gebiet bei Leuk. Wegen Ungereimtheiten in den Datensätzen konnten nur die untersten Plots berücksichtigt werden. Wie zu erwarten haben nach dem Waldbrand zuerst Pionierbaumarten das Gebiet besiedelt. 2007 machten die Baumarten Zitterpappel, Hängebirke, verschiedene Weiden sowie die Mehlspeere den grössten Teil der Baumvegetation aus. Die Flaumeiche ist mit 15% häufigste Klimaxbaumart. Sechs Jahre später (2013) hat sich die Situation wenig verändert. Die Pionierbaumarten dominieren weiterhin. Die Dichte hat bei allen Baumarten zugenommen. So sind beispielsweise 2013 mit 119 Birken pro Hektare fast doppelt so viele angesiedelt, wie noch 2007. Dieses Bild zeigt sich auch bei den übrigen Baumarten. Auch Sukzessionsfolger, wie die Flaumeiche oder Fichte weisen 2013 eine höhere Stammzahl pro Hektare auf als noch 2007. 2018 zeigt sich eine leicht veränderte Zusammensetzung. Birke, Pappel und Weide sind zwar immer noch vorherrschend, jedoch nicht mehr zu gleichen Teilen. Die Dichte der Pappel hat sich verglichen mit 2013 gar noch erhöht. Die der Weide ist konstant geblieben, während die Birken auf den untersuchten Flächen abgenommen hat. Auch die Fichte und Flaumeiche haben leicht an Stammzahl pro Hektare eingebüsst. Die Felsenkirsche und Weisspappel sind währenddessen komplett verschwunden. In Abbildung 13 ist die räumliche Verteilung der Baumarten in der Waldbrandfläche ersichtlich.



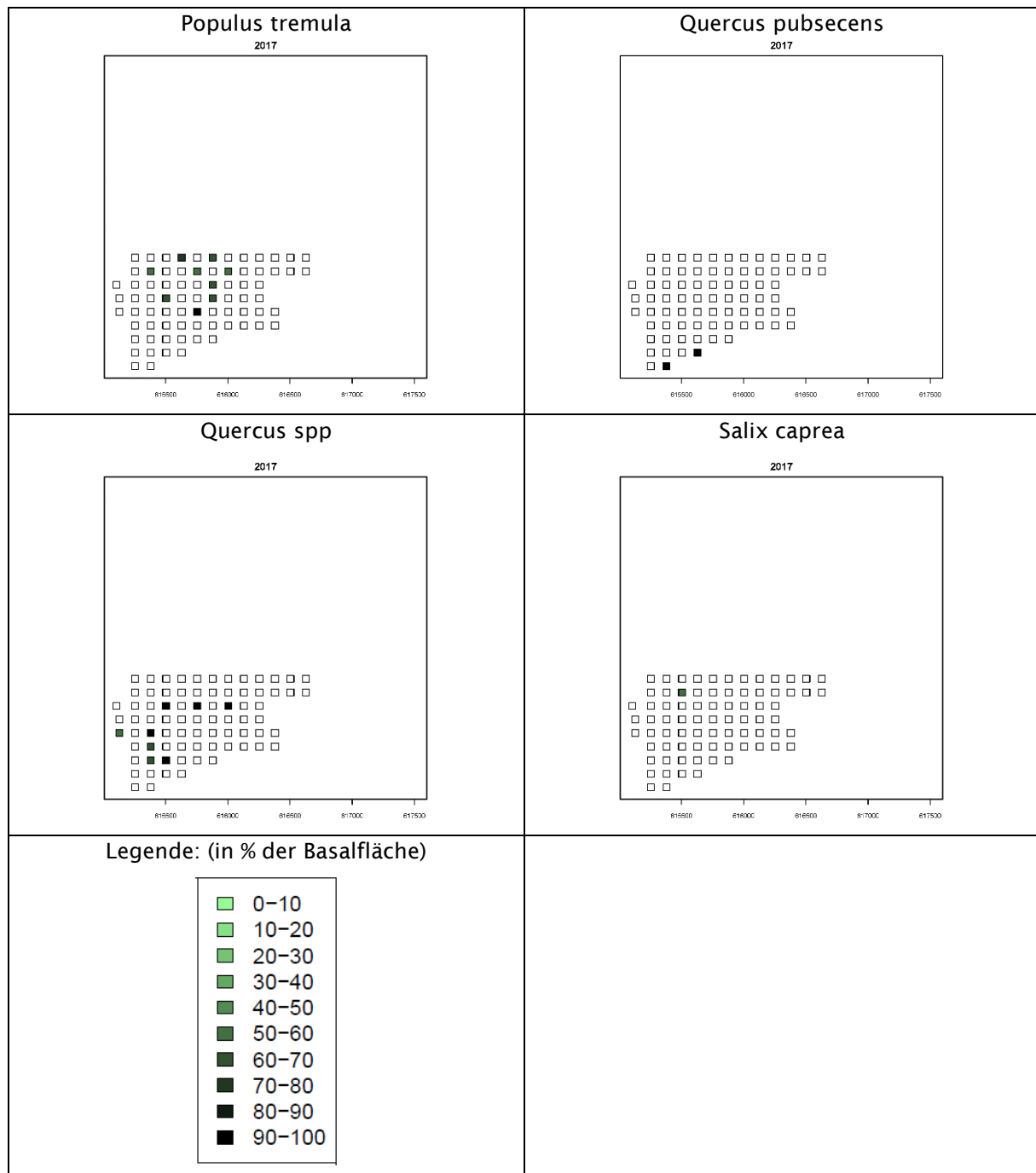


Abbildung 13: Räumliche Verteilung der Baumarten in den Stichprobeflächen des Waldbrandgebietes von Leuk. Es wurden nur die untersten neun Reihen erhoben, die oberen sind darum abgedeckt.

Da bei den WSL-Aufnahmen 2007 und 2013 die Baumdimensionen nicht berücksichtigt wurden, kann hier kein Vergleich zu 2018 gezogen werden. Für diese Auswertung wurden 41, von Werlen, Arrigoni und Ricci aufgenommene Plots zusammengetragen. Fichte und Waldföhre sind hinsichtlich der Höhe und des BHDs, stärker als die Eiche oder die Pionierbaumarten. Die Waldföhre ist mit durchschnittlich 11.67m Höhe nur geringfügig höher als die Fichte (siehe Tabelle 3). Die Mediane unterscheiden sich dabei von den Mittelwerten nur marginal. Unklar ist jedoch wie hoch der Anteil Bäume ist, die aus dem vorherigen Bestand stammen und durch das Feuer nicht abgestorben sind. Die BHD-Werte weisen darauf hin, dass ein nicht unerheblicher Teil der Fichten und Föhren aus dem vorangehenden Bestand stammen. Die erhobenen Dimensionen der Eiche scheinen am oberen Rand des möglichen angesiedelt zu sein. Die Mediane der Eiche, liegen sowohl beim BHD als auch bei der Höhe etwa 10% unter den Mittelwerten. Es ist somit anzunehmen, dass auch einige Eichen aus

dem prä-Feuer-Bestand stammen. Durch die aktuelle Bestandesdichte und den Baumdimensionen kann bereits in wenigen Jahren eine partielle Schutzwirkung gegenüber flachgründigen Rutschungen erwartet werden.

Tabelle 2: Entwicklung der Baumartenzusammensetzung auf dem Waldbrandgebiet von Leuk von 2007 bis 2018. Es konnten hierfür nur 26 Flächen der untersten Lagen berücksichtigt werden.

Entwicklung der Baumartenzusammensetzung (n/ha)						
	2007 (n/ha)	2007 %	2013 (n/ha)	2013 %	2018 (n/ha)	2018 %
Populus tremula	92	22%	140	21%	168	36%
Betula pendula	60	15%	119	18%	76	16%
Salix spp	63	15%	88	13%	89	19%
Quercus pubescens	60	15%	79	12%	59	12%
Sorbus aria	46	11%	75	11%	4	1%
Picea abies	29	7%	52	8%	40	8%
Populus alba	23	6%	37	6%	0	0%
Pinus sylvestris	25	6%	35	5%	37	8%
Prunus mahaleb	13	3%	29	4%	0	0%

Tabelle 3: Auswertung der Felddaufnahmen auf der Waldbrandfläche Leuk im Jahr 2018. Es wurden 41 Flächen à 314m² erhoben.

Baumdimensionen Felddaufnahmen 2018		
Baumart	Ø BHD [cm]	Ø Höhe [m]
Populus tremula	8.58	8.17
Picea abies	18.30	11.28
Pinus sylvestris	25.15	11.67
Quercus spp.	9.86	5.25
Salix spp.	7.18	6.85
Betula spp.	8.44	7.19
Abies alba	15.41	11.91
Sorbus aucuparia	9.09	6.38
Prunus avium	7.85	7.27

6.2.2 Visp

Da der Waldbrand in Visp zum jetzigen Zeitpunkt erst 8 Jahre her ist, befindet sich die nachfolgende Generation noch in einem Stadium, in dem keine Einflussnahme auf eventuelle flachgründige Rutschungen zu erwarten ist. Bemerkenswert ist jedoch die Entwicklung der Baumartenverteilung in der erhobenen Verjüngungsfläche. Während 2015 ausschliesslich die Pionierbaumarten Birke, Weide und Zitterpappel angesiedelt waren, sind bei den Aufnahmen zwei Jahre später auch Lärchen und Fichten anzutreffen, wenn auch nur in geringem Masse (vgl. Tabelle 4 und Tabelle 5). Auffallend ist zudem, dass die Verjüngungsdichte zwischen 2015 und 2017 markant zugenommen hat. Vor allem die Birke ist 2017 noch stärker vorhanden als 2015, während die Anzahl Weiden gar rückläufig verläuft. Der durchschnittliche BHD hat in dem Zeitraum zwischen erster und zweiter Aufnahme ausserordentlich zugenommen. Sowohl die Birken als auch die Weiden und Pappeln haben einen Dickenzuwachs von deutlich über 2cm pro Jahr geleistet. Dies ist, obschon der starken Wuchskraft dieser r-Strategen im Jugendalter, erstaunlich. Ein möglicher Erklärungsversuch hierfür ist der durch die Asche eintretende Nährstoffschub wenige Jahre nach dem Waldbrand. Die Baumartenverteilung auf der 2017 zusätzlich aufgenommenen Fläche (siehe Tabelle 6) ähnelt derjenigen von Plot 1 (siehe Tabelle 5). Betreffend Dimension übersteigt die Verjüngung in Plot 2 jene von Plot 1. Auch die Stammzahl, insbesondere der Birke, ist auf Plot 2 deutlich höher als auf der Fläche des Plot 1. Aufgrund der geringen Plotgrösse können die Ergebnisse nicht als stellvertretend für die ganze Waldbrandfläche betrachtet werden.

Tabelle 4: Ergebnisse der Feldaufnahmen in der 1-Are grosse Stichprobenfläche (Plot 1) zum Zeitpunkt 2015 (Daten: Werlen 2015).

Verjüngung 2015 (Plot 1)		Flächengrösse 1A		
Baumart	Ø n/ha	% BA- Verteilung	Ø Durchmesser [cm]	Ø Höhe [cm]
Betula pendula	18700	58%	7.55	82.83
Salix spp.	8800	27%	6.91	73.6
Populus tremula	5000	15%	5.38	96

Tabelle 5: Ergebnisse der Feldaufnahmen in der 1-Are grosse Stichprobenfläche (Plot 1) zum Zeitpunkt 2017.

Verjüngung 2017 (Plot 1)		Flächengrösse 1A		
Baumart	Ø n/ha	% BA- Verteilung	Ø Durchmesser [cm]	Ø Höhe [cm]
Betula pendula	28300	74%	12.32	123.80
Populus tremula	6100	16%	9.5	114.62
Salix spp.	2800	7%	12.66	129.29
Larix decidua	800	2%	3.75	31.5
Picea abies	400	1%	2	12.5

Tabelle 6: Ergebnisse der 2017 zusätzlich erhobenen Stichprobenfläche (Plot 2).

Verjüngung 2017 (Plot 2)		Flächengrösse 1A		
--------------------------	--	------------------	--	--

Baumart	Ø n/ha	% BA- Verteilung	Ø Durchmesser [cm]	Ø Höhe [cm]
Betula pendula	34800	76%	16.64	204.49
Populus tremula	6500	14%	17.26	231.85
Salix spp.	3900	9%	19.51	251.59
Larix decidua	400	1%	12.5	128.25
Picea abies	100	0%	7.5	30

6.2.3 Müstair

Auf der 35 Jahre alten Waldbrandfläche von Müstair hat sich die Baumartenzusammensetzung mit der Zeit stark verändert. Während in den Jahren direkt nach dem Feuer fast ausschliesslich Pionierbaumarten wie Zitterpappel und Weide vorzufinden waren, ist der Anteil von Klimax-Baumarten und der Lärche mit der Zeit konstant gestiegen (Schönenberger und Wasem 1997; Wasem et al. 2010; Flepp 2018). Im Jahr 2018 lag der Anteil Laubholz bei der Verjüngung folglich bei nur noch 21%, bei den Bäumen mit BHD über 5cm gar nur bei 19% (vgl. Tabelle 7 und Tabelle 8). Der Trend zur Abnahme des Laubholzanteils ist seit Beginn der Feldaufnahmen feststellbar (Abbildung 14). Durchschnittlich haben die Bäume zwischen 2008 und 2018, 2.6m an Höhenzuwachs generiert (Flepp 2018). Erwartungsgemäss unterscheidet sich der Zuwachs zwischen den einzelnen Baumarten stark. Bemerkenswert ist die Beobachtung, dass die gepflanzten Bäume im Zeitraum zwischen 2008 und 2018 nicht schneller gewachsen sind, als die sich von Natur aus, verjüngten Bäume. Die Abbildung 15 visualisiert die Baumartenzusammensetzung auf der Waldbrandfläche zum Zeitpunkt 2018. Es wird unterschieden zwischen den Baumarten Arve, Lärche und Fichte. Je dunkler die Kästchen sind, desto höher ist der prozentuale Basalflächen-Anteil dieser Baumart gemessen an der Gesamtbasalfläche.

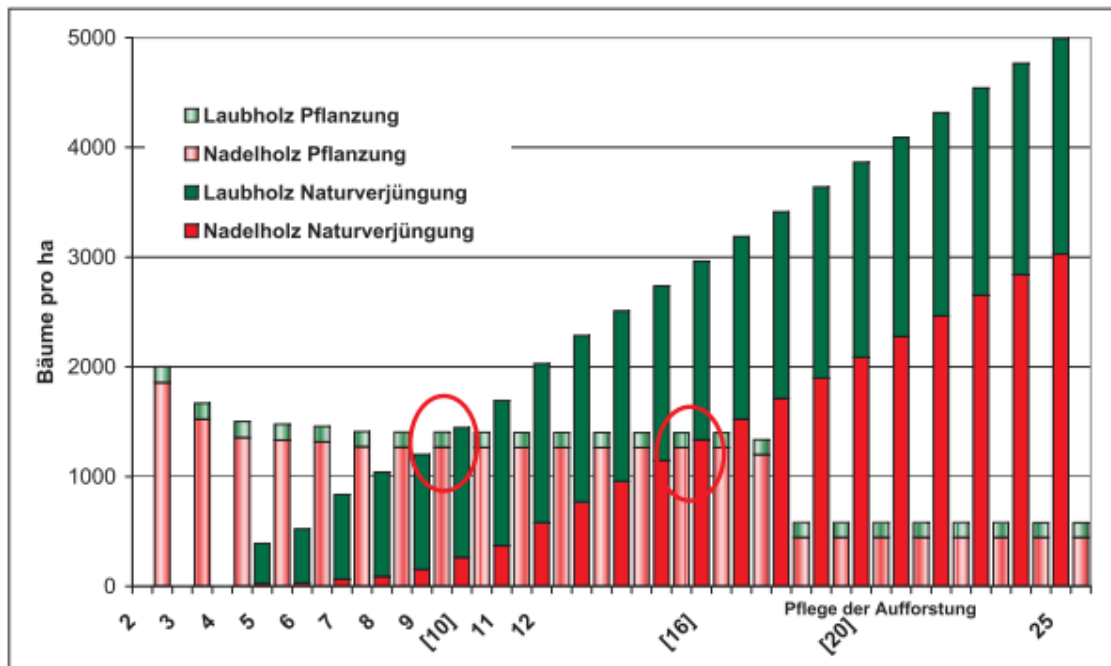


Abbildung 14: Entwicklung der Stammzahl pro Hektare auf der Waldbrandfläche in Müstair. Es wird einerseits zwischen Naturverjüngung und gepflanzten Bäumen unterschieden. Andererseits wird zwischen Laub- und Nadelholz unterschieden (Quelle: Wasem et al. 2010).

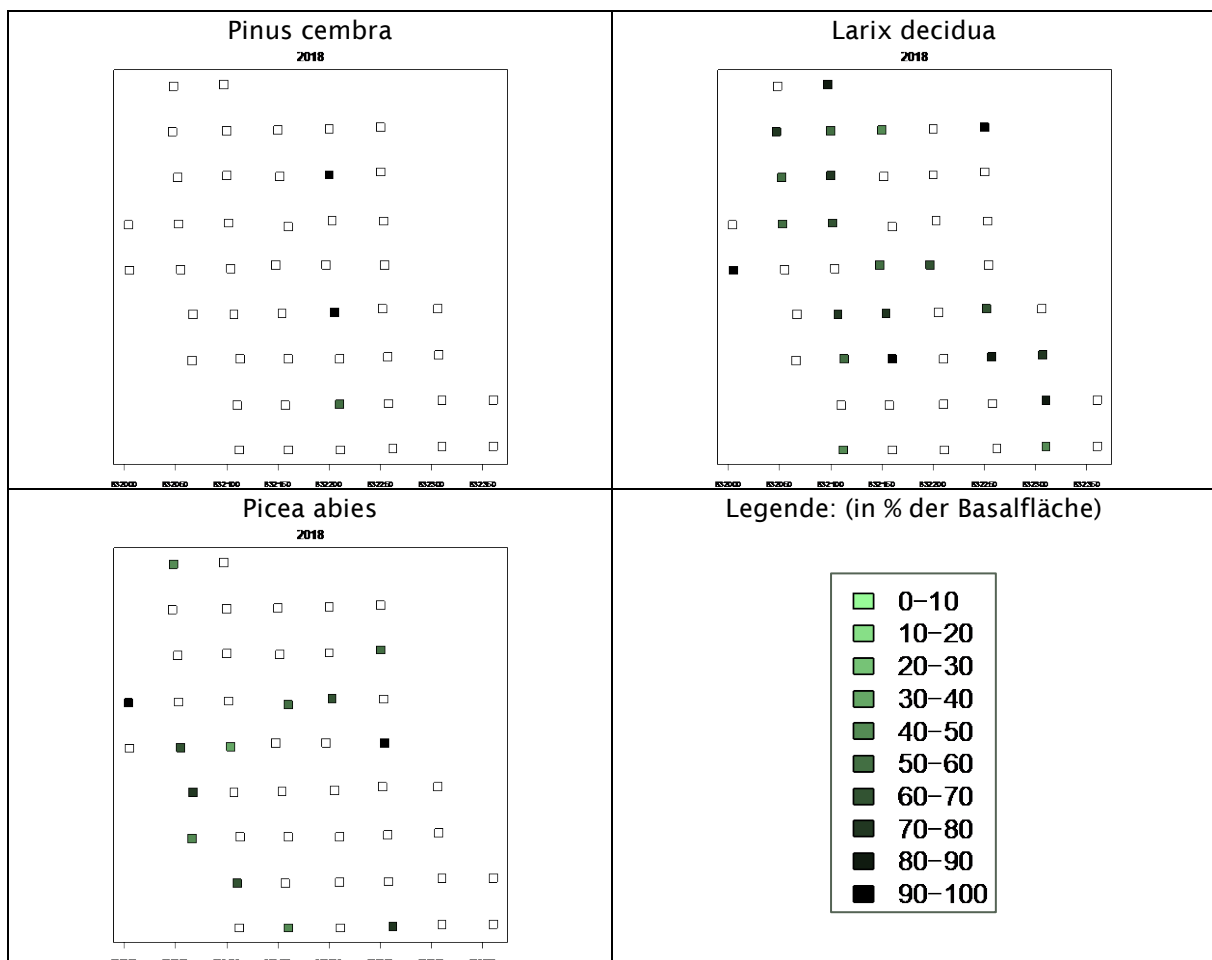


Abbildung 15: Räumliche Verteilung nach prozentualem Basalflächenanteil der Baumarten Arve, Lärche und Fichte, in den Stichprobeflächen des Waldbrandgebietes bei Müstair.

Tabelle 7: Ergebnisse der Vegetationsaufnahmen der Verjüngung (BHD <5cm) auf der Waldbrandfläche Müstair, zum Zeitpunkt 2018 (Daten Flepp 2018).

Verjüngung 2018 BHD < 5cm		
Baumart	Ø n/ha	% BA-Verteilung
Larix decidua	2012	46%
Picea abies	1053	24%
Populus tremula	710	16%
Pinus cembra	355	8%
Betula pendula	73	2%
Salix spp.	49	1%
Sorbus aucuparia	41	1%
Alnus viridis	24	1%
Pinus mugo	16	0%

Tabelle 8: Ergebnisse der Vegetationsaufnahmen der Bäume mit BHD>5cm auf der Waldbrandfläche Müstair, zum Zeitpunkt 2018 (Daten Flepp 2018).

Bäume 2018 BHD > 5cm				
Baumart	Ø n/ha	% BA-Verteilung	Ø BHD [cm]	Ø Höhe [m]
Picea abies	339	28%	9.82	5.49
Larix decidua	331	27%	11.02	5.80
Pinus cembra	220	18%	7.96	4.09
Salix ssp	147	12%	7.15	4.59
Pinus mugo ssp uncinata	73	6%	NA	NA
Betula pendula	33	3%	10.5	6.73
Alnus viridis	33	3%	NA	NA
Pinus mugo	24	2%	8.75	3.92
Populus tremula	16	1%	7.33	6.75

6.2.4 Cugnasco

Die Waldbrandfläche bei Cugnasco besteht im Jahr 2018 hauptsächlich aus Edelkastanien und Eichen. Teilweise sind auch Buchenbestände vorzufinden. Vereinzelt sind Bergahorne, Kirschbäume, Linden, Götterbäume, Hängebirken und Mehlbeeren vertreten. Abbildung 16 gibt einen Überblick über die räumliche Verteilung bzw. wie stetig und häufig die einzelnen Baumarten in der Waldbrandfläche vorkommen. Von den Bäumen der Kategorie $h > 3\text{m}$ ist die Edelkastanie mit 81% deutlich am meisten vertreten (siehe Tabelle 9). Der Götterbaum ist mit einem Anteil von 7% bereits zweithäufigste Baumart. Bei den Bäumen, welche niedriger als 1.5m sind, ist beim Zeitpunkt der Aufnahmen die Traubeneiche am häufigsten vorzufinden. Die Edelkastanie ist mit 15% nur die zweithäufigste Baumart, dicht gefolgt von der Esche mit 14% (siehe Tabelle 10).



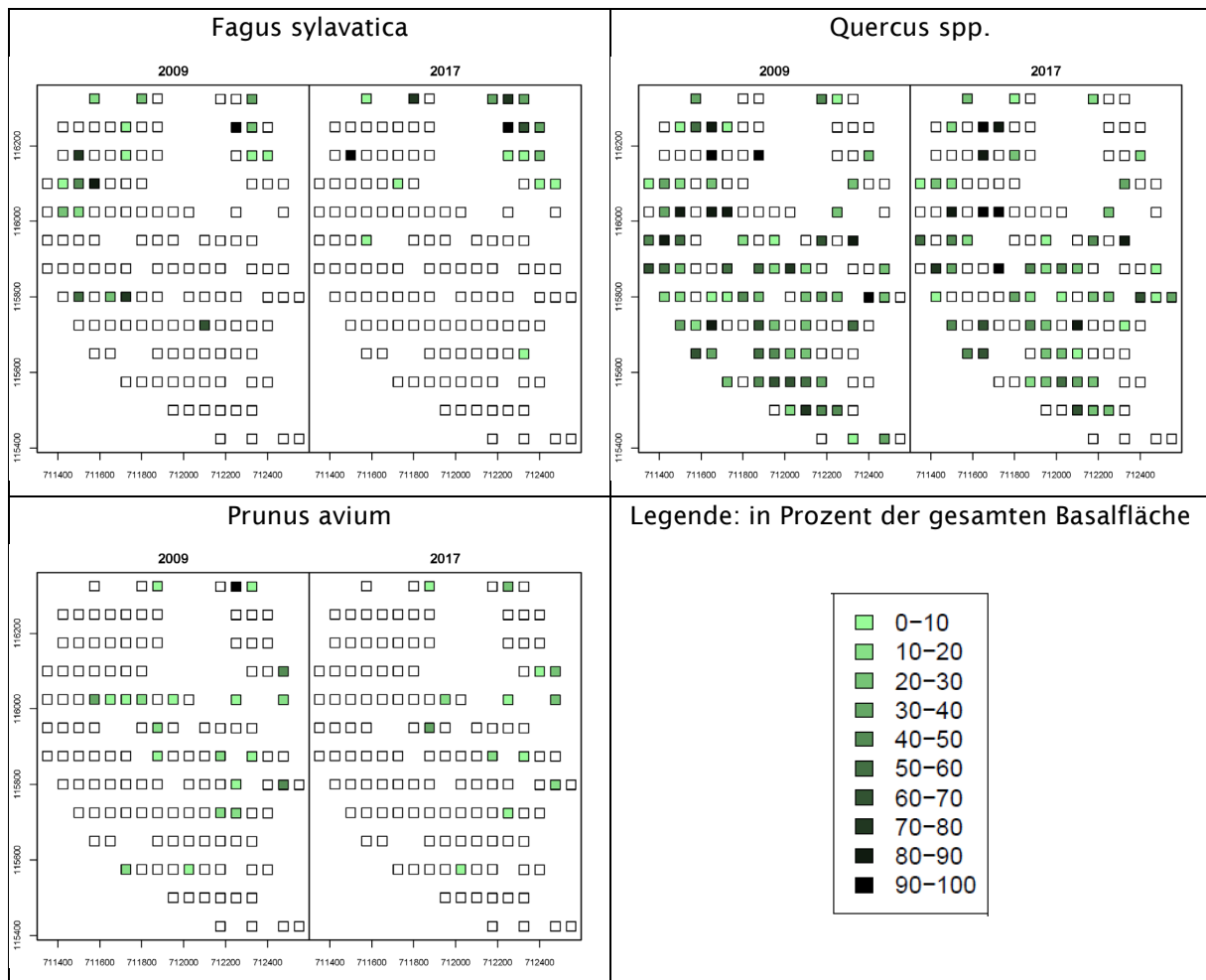


Abbildung 16: Räumliche Verteilung der Baumarten in den Stichprobenflächen des Waldbrandgebietes «Sasso fenduto» oberhalb von Cugnasco.

Tabelle 9: Baumartenverteilung aller Bäume mit einer Höhe über 3m im Stichprobennetz «Sasso fenduto» im Jahr 2018 bei Cugnasco

Bäume h > 3 m		
Baumart	Ø n/ha	% BA-Verteilung
Castanea sativa	340	81%
Ailanthus altissima	28	7%
Quercus X petraea	26	6%
Sorbus aria	18	4%
Betula	2	0%
Acer pseudoplatanus	2	0%
Prunus avium	2	0%

Tabelle 10: Baumartenzusammensetzung aller Jungbäume mit einer Höhe unter 1.5m, zum Zeitpunkt 2018 auf der Waldbrandfläche «Sasso fenduto» bei Cugnasco

Verjüngung h<1.5m		
Baumart	Ø n/ha	% BA-Verteilung
Quercus petraea	849	41%
Castanea sativa	316	15%
Fraxinus excelsior	292	14%
Fagus sylvatica	177	9%
Acer pseudoplatanus	163	8%
Betula pendula	72	3%
Prunus avium	56	3%
Tilia cordata	30	1%
Sorbus aria	23	1%
Corylus avellana	19	1%
Ailanthus altissima	19	1%

Die Abbildungen Abbildung 17 und Abbildung 18 zeigen mittels Tortendiagrammen die Baumartenzusammensetzung auf der Fläche «Sasso fenduto» vor (2005) und nach (2018) dem Waldbrand. Der Anteil offener Fläche (in der Abbildung orange dargestellt) kann als Kriterium für die Brandintensität gewertet werden. Die Abbildung 19 zeigt den durchschnittlichen BHD der verschiedenen Baumarten in von Edelkastanie dominierten Beständen auf der Waldbrandfläche Cugnasco. Dabei werden die Aufnahmezeitpunkte 2009 (grau) und 2017 (grün) verglichen. Abbildung 20 visualisiert die Stammzahl pro Hektare in den identischen Beständen, ebenfalls zum Zeitpunkt 2009 (orange) und 2017 (blau).

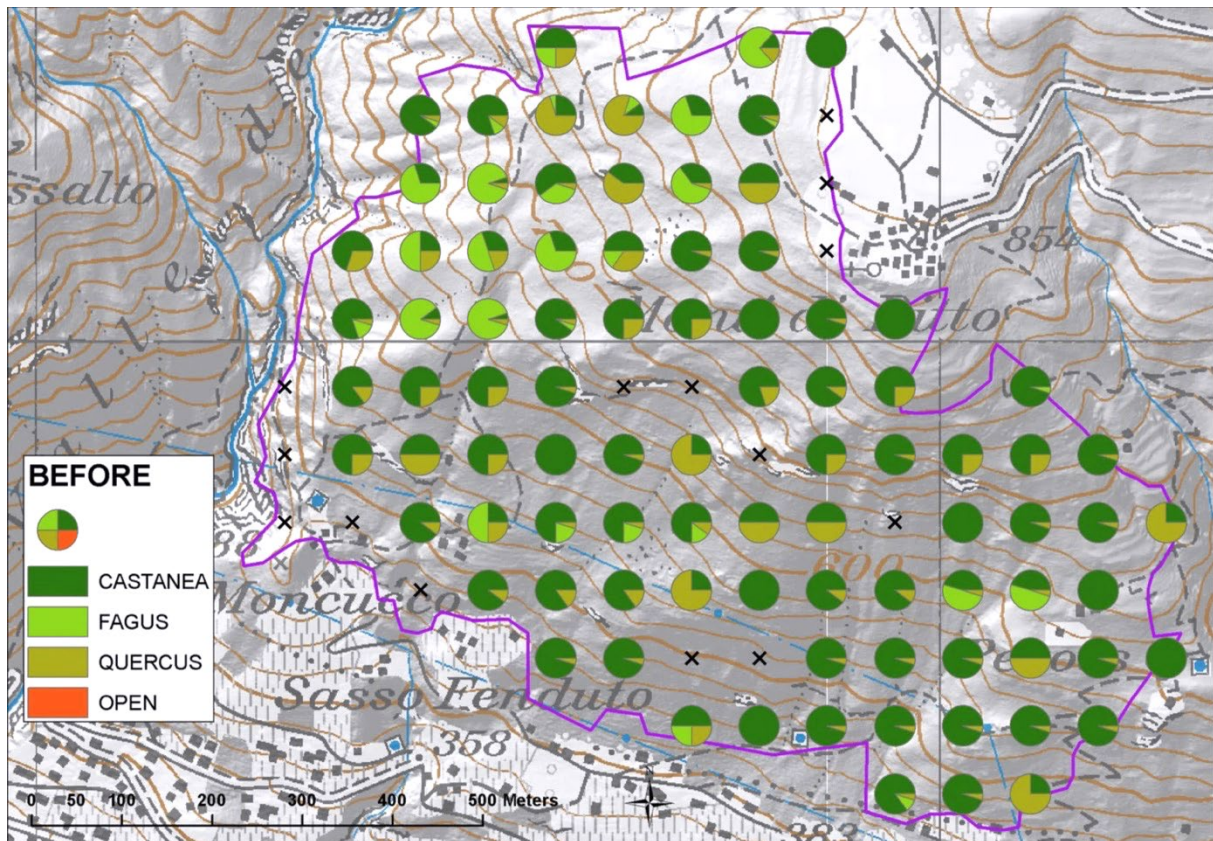


Abbildung 17: Baumartenverteilung auf der Waldbrandfläche Cugnasco vor dem Waldbrand (Daten aus Giudici und Zingg, 2005).

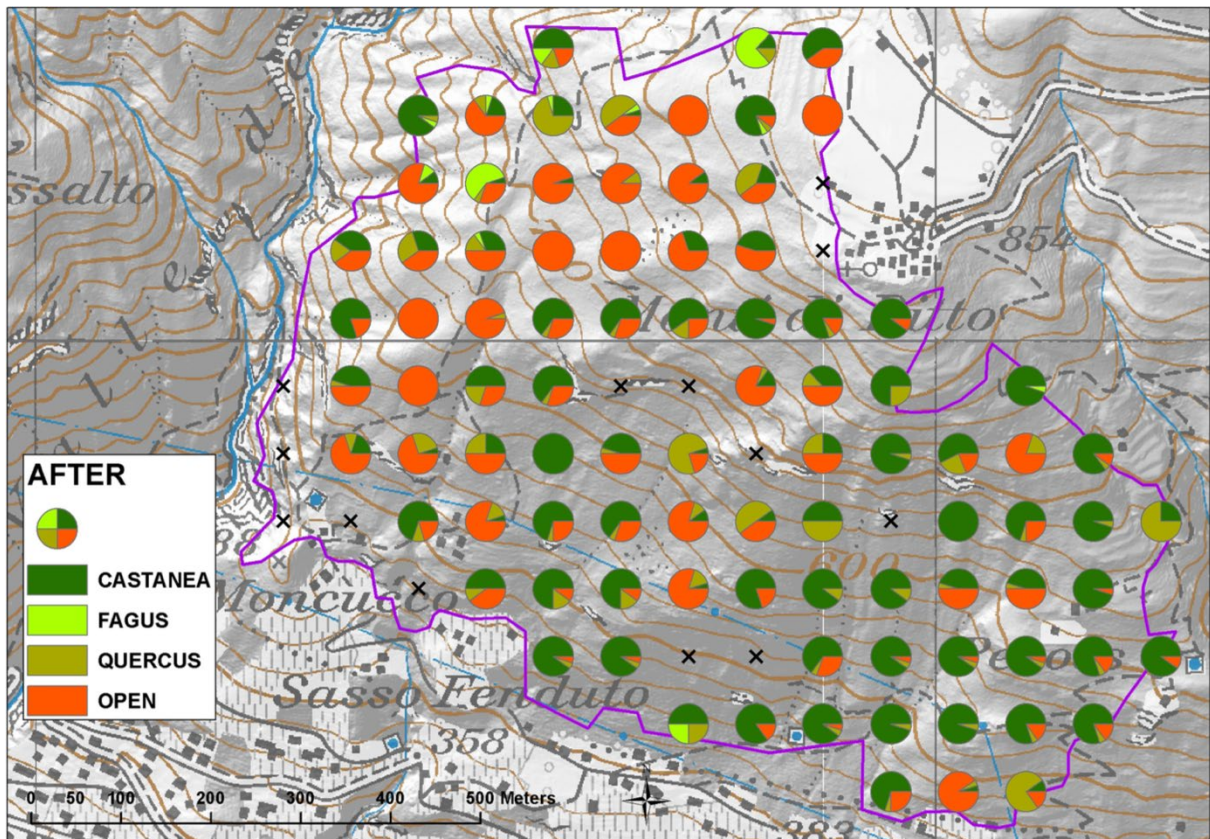


Abbildung 18: Baumartenverteilung auf der Waldbrandfläche Cugnasco 7 Jahre nach dem Feuer (Daten: Aufnahmen 2018).

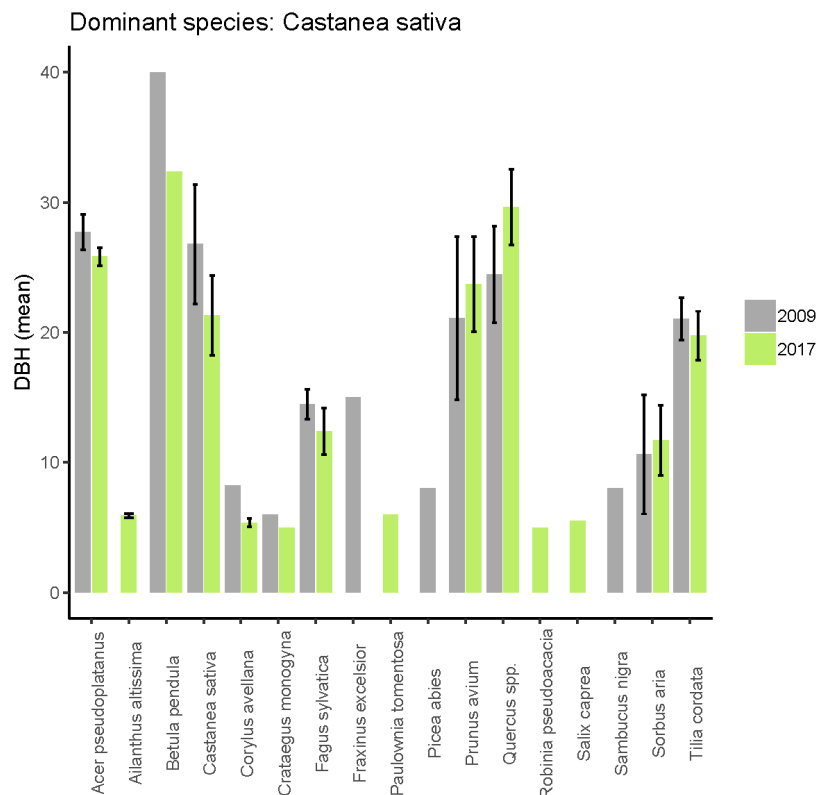


Abbildung 19: Durchschnittlicher BHD der Bäume in von der Edelkastanie dominierten Beständen zum Zeitpunkt 2009 und 2017.

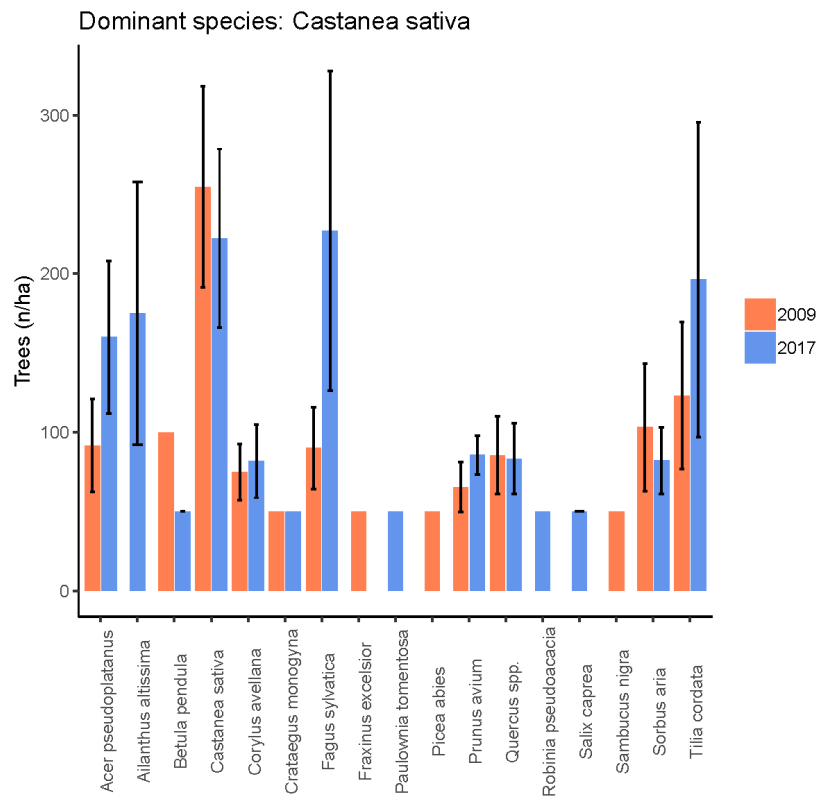


Abbildung 20: Durchschnittliche Anzahl Bäume pro Hektare in den von der Edelkastanie dominierten Beständen zu den Zeitpunkten 2009 und 2017.

7. Kalibrierung der Wurzelverteilungs- und Wurzelverstärkungsmodelle (W3)

Um die Schutzwirkung eines Bestandes nach einem Waldbrand ermitteln zu können, muss in erster Linie die Wurzelverstärkung quantifiziert werden. Die Wurzelverstärkung wird wie folgt bestimmt: Auf einer Waldbrandfläche oder einer Vergleichsfläche mit gleicher Baumart wird die räumliche Verteilung der Wurzeln gemessen. Die entscheidenden Parameter dabei sind die Anzahl Wurzeln, sowie die ihrer Durchmesser. Die vertikale Verteilung der Wurzeln wird gemessen um den Anteil der basalen Wurzelverstärkung besser quantifizieren zu können. Um die physikalischen Eigenschaften der Wurzeln jeder Baumart beschreiben zu können, werden Ausziehversuche durchgeführt. Die Wurzeln werden bis zu ihrem Versagen statischen Zugkräften ausgesetzt, welche gemessen werden. Ausserdem wird auch das Elastizitätsmodul der jeweiligen Wurzeln unter entsprechender Krafteinwirkung gemessen. Diese Daten werden als Eingabeparameter für das Root-Bundle-Model (Schwarz et al. 2010b; Schwarz et al. 2010a; Schwarz et al. 2013) benötigt, welches damit die Wurzelverstärkung eines Baumes errechnet (siehe Abbildung 20).

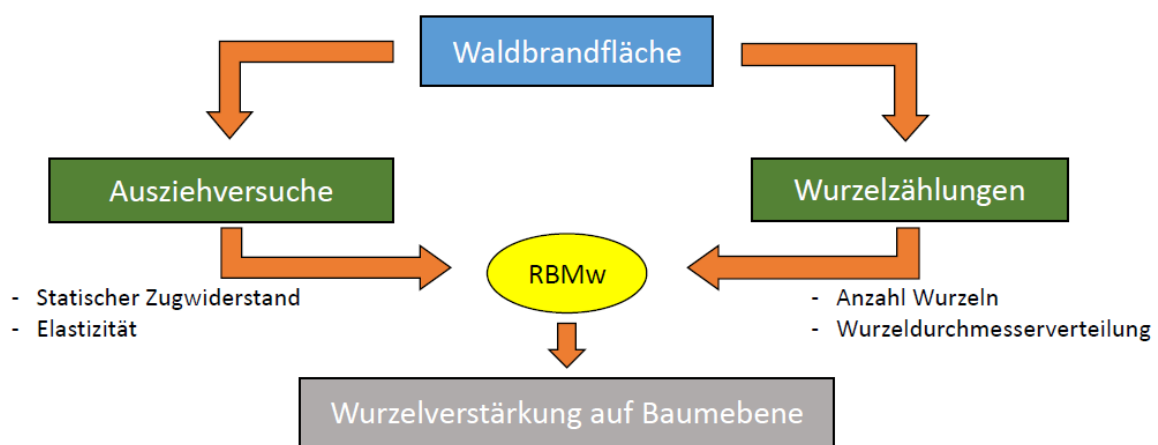


Abbildung 21: Methodik zur Ermittlung der Wurzelverstärkung auf Baumebene.

7.1 Methodik

7.1.1 Ausziehversuche

Zur Charakterisierung der mechanischen Eigenschaften der Baumwurzeln wurden Ausziehversuche durchgeführt. Um ein Bild der Beschaffenheit unterschiedlich grosser Wurzeln zu erhalten, wird ein möglichst breites Spektrum an Wurzeldiameter berücksichtigt. So können die unterschiedlichen Werte bezüglich Spannungswiderstand zwischen Fein- und Grobwurzeln miteinbezogen werden. Da mögliche Beschädigungen, Verdrehungen oder Verzweigungen an den Wurzeln das Ergebnis beeinflussen können, wird die Morphologie der Wurzeln ebenfalls erhoben. Um die mechanischen Eigenschaften besser zu verstehen, werden auch abgestorbene/verbrannte Wurzeln gezogen. Die Wurzeln werden einzeln mit einer speziellen Einrichtung getestet. Die Wurzel wird bis zu ihrem Versagen gezogen (siehe Abbildung 22). Die Daten werden zuerst auf einem Datenlogger (CR1000, Campbell Scientific) mit einer Frequenz von 1Hz gespeichert. Es werden verschiedene Methoden zur Überwindung von Problemen, die mit der Befestigung gröberer Wurzeln an der Vorrichtung verbunden sind, angewendet. Bei grossen Wurzeln muss eine manuelle Winde verwendet werden, um die erforderliche Zugkraft aufbauen zu können. Um die Datenmenge für kleine Durchmesserklassen (1-10 mm) zu maximieren, werden die durchgeführten Messungen mit Zugprüfdatensätzen anderer Untersuchungen (z.B. Bassanelli et al. 2013) zusammengeführt. Aus diesen Daten wird für jede Wurzel ein Kraft-Dehnungsdiagramm erstellt (siehe Abbildung 23).

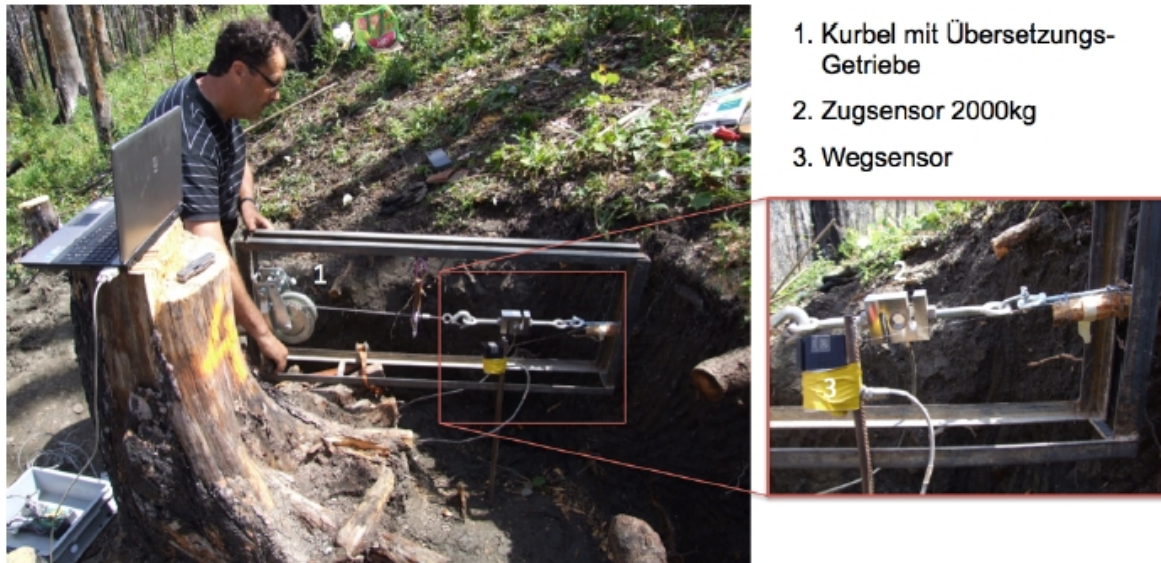


Abbildung 22: Zugprüfmaschine mit Detailansicht des Zug- und Wegsensors (Quelle: Werlen 2015).

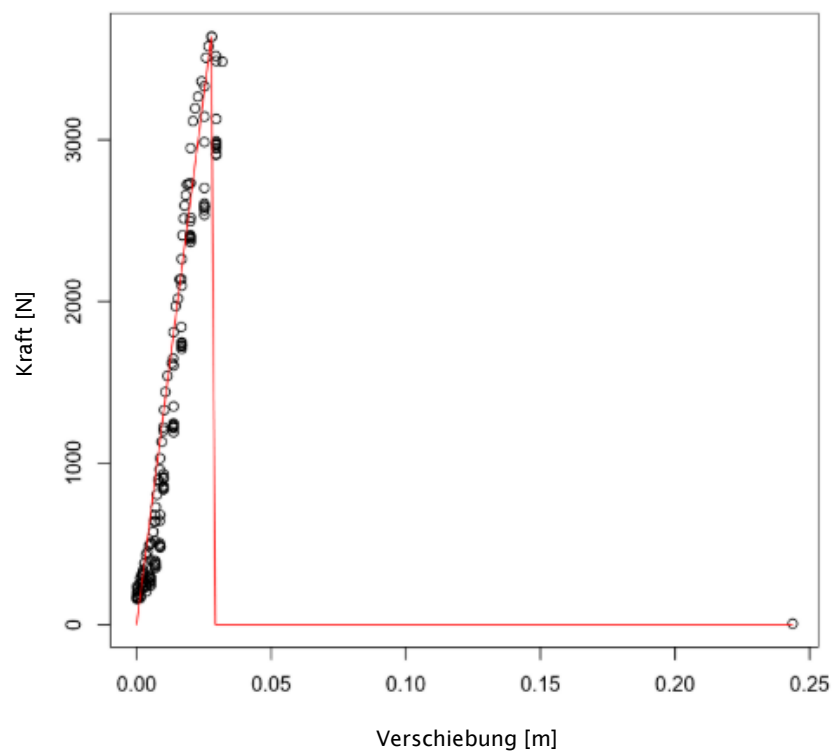


Abbildung 23: Kraft-Dehnungs-Diagramm einer Wurzel mit Durchmesser 34mm. Die x-Achse beschreibt die Verschiebung/Dehnung [m], die y-Achse die Zugkraft [N]. Die schwarzen Punkte stehen derweil für die einzelnen Messdaten und die rote Linie für das theoretische Modell (Quelle: Schmidhalter 2018).

7.1.2 Wurzelzählungen

Um die räumliche Verteilung der Wurzeldurchmesser zu ermitteln, wurde bei jedem Baum hangaufwärts, im Stammabstand von 1.5m, 2.5m, 3.5m ein Bodenprofil angelegt, bei dem alle Wurzeln aufgenommen wurden (siehe Abbildung 24). Die erste Durchmesserklasse umfasst alle Feinwurzeln bis zu einem Diameter von 1.5mm. Ab der zweiten Durchmesserklasse werden diese im 1mm Abstand abgegrenzt (Klasse 2: 1.5mm - 2.5mm usw.). Diese Zählungen wurden sowohl auf Waldbrandflächen als auch auf Vergleichsflächen durchgeführt. Um realitätsnahe Ergebnisse zu erhalten, wurde zwischen lebende und tote Wurzeln unterschieden. Dies ist zudem erforderlich um die unterschiedlichen mechanischen Eigenschaften der lebenden und toten Wurzeln im Modell der potenziellen Wurzelverstärkung zu berücksichtigen. Die Wurzelzählungen werden zudem in Tiefenklassen eingeteilt, um die räumliche Verteilung besser zu verstehen.

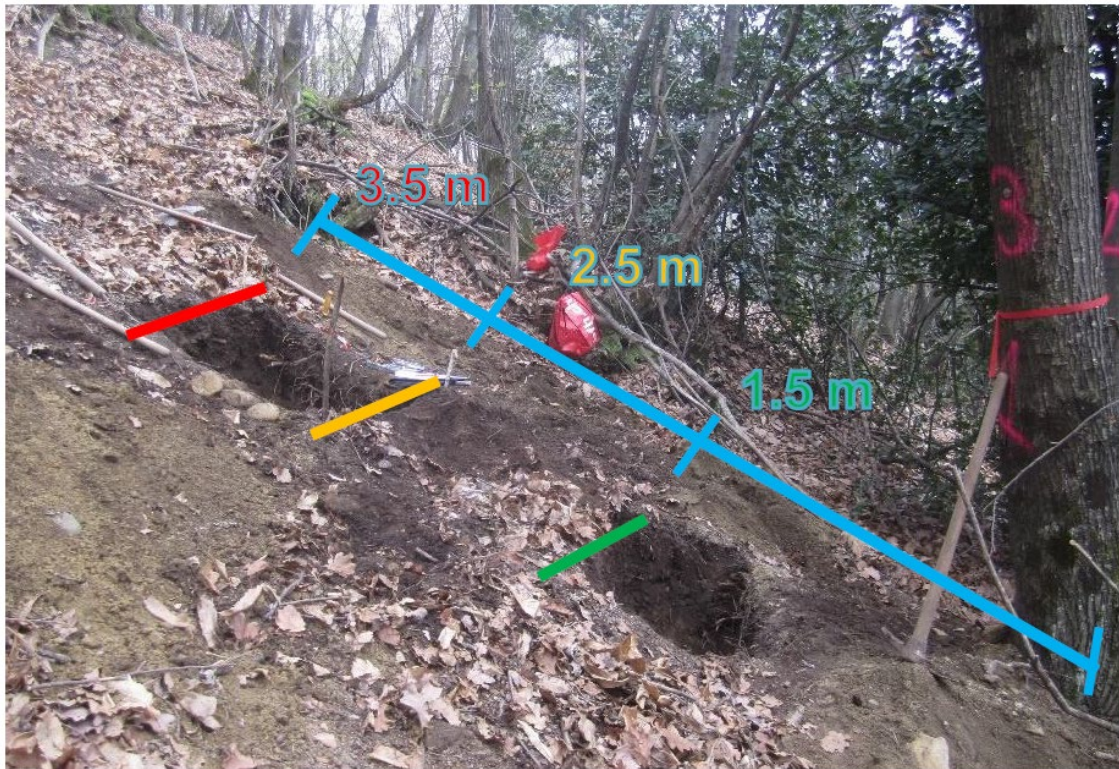


Abbildung 24: Beispiel eines Probebaumes mit den Bodenprofilen im Stammabstand von 1.5m, 2.5m und 3.5m. (Quelle: Dazio 2016)

7.1.3 Datenanalyse der Wurzelverstärkung auf Baumebene

Um die Wurzelverstärkung auf Baumebene, also den Zugwiderstand des gesamten Wurzelwerkes eines Baumes abschätzen zu können, müssen die Wurzelzählungen und die Ausziehversuche zusammengeführt und modelliert werden. Hierzu wurde das Root Bundle Modell – Weibull (RBMw) verwendet (Schwarz et al. 2010a; Schwarz et al. 2013). Das RBMw berücksichtigt nicht nur die Variabilität der mechanischen Eigenschaften von Wurzeln mit ähnlichen Durchmessern (unter Verwendung einer Weibull-Überlebensfunktion), sondern ermöglicht auch die Berechnung der Wurzelbewehrung von der Einzelwurzel bis zur Bestandesebene.

Die Gesamtwurzelverstärkung eines Wurzelbündels ($RR_{max}(\Delta x)$) wird berechnet als die Summe aller Kräfte, die von den Wurzeln im Bündel bei unterschiedlichen Verschiebungen aktiviert werden.

Die verwendete Gleichung lautet dabei wie folgt:

$$RR_{max}(\Delta x) = \sum_{\phi=1}^{\phi_{max}} n_{\phi} F(\phi, \Delta x) S(\Delta x_{\phi}^*)$$

n : Wurzelanzahl

ϕ : Wurzeldurchmesserklasse

ϕ_{ϕ} : Durchschnittlicher Wurzeldurchmesser jeder Wurzeldurchmesserklasse

ϕ_{max} : Höchste Durchmesserklasse

Δx_{ϕ}^* : normalisierte Verschiebung jeder Durchmesserklasse

Die räumliche laterale Wurzelverstärkung für alle Bodenprofile, in denen die Wurzelverteilung erfasst wurde, wird mit dem kalibrierten RBMw berechnet. Um abzuschätzen, wie hoch die Wurzelverstärkung eines Baumes ist, wird die berechnete maximale laterale Wurzelverstärkung (RR_{lat}) als Funktion des $BHDs$ [cm] und des Stammabstandes d [m] mittels folgender Formel berechnet (Moos et al. 2016):

$$RR_{lat}(BHD, d) = a * BHD * \Gamma\left(\frac{d}{BHD * 18.5}, b, c\right), \text{ für } d < 18.5 BHD$$

$$RR_{lat}(BHD, d) = 0, \text{ für } d \geq 18.5 BHD$$

7.1.4 Berechnung Wurzelverstärkung auf Bestandesebene

Für die Aufskalierung der Wurzelverstärkung werden folgende Annahmen gemacht:

- Baumwurzelsysteme sind symmetrisch, unabhängig von der Hangneigung oder Konkurrenz durch Nachbarbäume.
- Die Bäume sind gleichmässig in triangulärer Anordnung angesiedelt.
- Die minimale laterale Wurzelbewehrung an der Gerüstskala wird berechnet als Summe der Bewehrung durch überlappende benachbarte Wurzelsysteme. Als minimale laterale Wurzelbewehrung wird die Summe der Wurzelverstärkung am überlappenden Bereich zwischen den einzelnen Bäumen angenommen.

Abhängig von der Tiefe des betrachteten, flachen Erdrutsches, wird die basale Wurzelverstärkung mit einer kalibrierten Gamma Funktion berechnet (Details: Gehring et al., 2019). Diese Gamma Funktion wird für jeden analysierten Bestand neu errechnet.

7.2 Untersuchungen der Wurzelverteilung und Wurzelverstärkung

7.2.1 Fichte (*Picea abies*)

Vergani et al. (2016) haben bei Gross im Kanton Schwyz die abnehmende Dynamik der Wurzelverstärkung der Fichte nach einem Holzschlag untersucht. Auf der Fläche wurden 5, 10 und 15 Jahre zuvor Holzschläge durchgeführt. Es wurde sowohl eine Analyse der Zugfestigkeit der Wurzeln, als auch der Wurzelverteilung durchgeführt. Bei den Zugversuchen wurden Wurzeln mit Diameter von 2mm bis 13mm berücksichtigt. Auf der fünf Jahre alten Hiebsfläche wurde von 19 toten Wurzeln die Zugkraft gemessen. In einem intakten Nebenbestand wurden 14 lebende Wurzeln gezogen (Methodik, siehe Kap. 7.1.1). Sowohl auf der Holzschlagfläche als auch auf dem Vergleichsbestand wurden je fünf Stämme mit Durchmesser zwischen 30cm und 40cm ausgewählt um die Wurzelverteilung aufzunehmen. Hierzu wurden bei jedem Stamm Bodenprofile gegraben und die Wurzeln in einem Stammabstand von 1.5m, 2.5m und 4m hangaufwärts gemessen. Damit weicht die Methodik der Wurzelzählungen derjenigen der anderen Untersuchungen etwas ab (vgl. Kap. 7.1.2). Zur Erhöhung der Datenmenge, wurden Daten aus Schwarz et al. (2012b), Schwarz et al. (2013) sowie Mattli (2014) hinzugezogen.

7.2.2 Buche (*Fagus sylvatica*)

In einem Buchenbestand bei Bremgarten bei Bern hat Tigges für seine Master-Thesis Zugversuche und Wurzelverteilungsmessungen in einem Buchenbestand durchgeführt. Zum einen wurden Zugversuche mit Wurzeln von 4mm bis 40mm Durchmesser getätigt (Methodik, siehe Kap. 7.1.1). Zum anderen wurden die Wurzeln von vier Bäumen gezählt (Methodik, siehe Kap. 7.1.2). Die Ergebnisse wurden mit dem Root Bundle Modell Weibull (RBMw) ausgewertet (Methodik, siehe Kap. 7.1.3) (Tigges 2017). Dieser Datensatz wurde mit 12 Bodenprofilen an 4 Bäumen von Guastini (in Gehring et al., 2019) und 10 Bodenprofilen aus Schwarz et al. (2012b) ergänzt.

7.2.3 Edelkastanie (*Castanea sativa*)

Dazio et al. (2018) haben verschiedene Formen der Kastanien-Niederwaldbewirtschaftung und deren Vor- und Nachteile auf die Hangstabilität untersucht. Es wurde zwischen vier Typen unterschieden. Beim Typus A wurde eine Positivauslese gemacht, in der 100-150 Stämme pro ha ausgewählt und konsequent von deren Konkurrenten freigestellt wurden. Die als B klassifizierten Bestände sind stark ausgedünnte Kastanienniederwälder. In den Beständen des Typus C wurden keine Eingriffe durchgeführt, der Wald entwickelt sich natürlich. Typus O steht für nicht bewirtschaftete Altbestände. Um die Unterschiede der Waldtypen zu charakterisieren, wurde das Wurzelsystem von insgesamt 21 Bäumen ausgegraben und die Wurzelmenge quantifiziert (Methodik, siehe Kap. 7.1.2). In einem zweiten Teil wurden Ausziehversuche durchgeführt, um den Zugwiderstand der einzelnen Wurzeln und deren Elastizität zu messen (Methodik, siehe Kap. 7.1.1). Insgesamt wurden dabei 79 Wurzeln mit Durchmesser zwischen 1.4mm und 58.4mm gezogen. Die Datenanalyse wurde mit dem RBMw durchgeführt (Methodik, siehe Kap. 7.1.3, bzw. Kap. 7.1.4).

7.2.4 Flaumeiche (*Quercus pubescens*)

Schmidhalter (2018) hat in seiner Bachelorarbeit die Dynamik der Wurzelverstärkung von Flaumeichen nach Waldbrand untersucht. Es wurden bei vier Flaumeichen auf der Waldbrandfläche in Leuk sowie bei drei Vergleichsbäumen, Bodenprofile angelegt um die Wurzeln zu zählen und deren Dimensionen zu bestimmen (Methodik, siehe Kap. 7.1.2). Auf dem Vergleichsbestand wurden 46 Wurzeln der Diameter zwischen 3.6mm und 36mm mit der Zugprüfmaschine bis auf ihr Versagen getestet (Methodik, siehe Kap. 7.1.1). In der Waldbrandfläche waren die Altwurzeln bereits zersetzt und konnten nicht gemessen werden. Bei den frischen Wurzeln der Stockausschläge wird angenommen, dass sie gleiche physikalische Eigenschaften besitzen, wie die Wurzeln auf dem Vergleichsbestand.

7.2.5 Waldföhre (*Pinus sylvestris*)

Vergani et al. (2017) Haben auf dem Waldbrandgebiet von Visp vier vom Waldbrand betroffene Waldföhren, sowie vier Vergleichsobjekte untersucht. Dabei hat sie einerseits die maximale Zugkraft [N] als auch die Dehnung [mm] der Wurzeln ermittelt (Methodik, siehe Kap.7.1.1) Andererseits wurden Wurzeln gezählt (Methodik, siehe Kap. 7.1.2) und die Verjüngung wurde aufgenommen. Es wurden von den Baumarten Hängebirke (*Betula pendula*), Salweide (*Salix caprea*) und Zitterpappel (*Populus tremula*) je sieben Jungbäume im Alter von 2-5 Jahren auf ihre Wurzelverteilung untersucht (Methodik, siehe Kap. 7.1.2). Auf zwei 1-Are grosse Perimeter wurde die ganze Verjüngung gezählt, Baumart, BHD und Höhe bestimmt um daraus ebenfalls die Wurzelverstärkung zu berechnen. Zur Datenverarbeitung wurde das Model RBMw hinzugezogen (Methodik, siehe Kap. 7.1.3, bzw. Kap. 7.1.4) (Werlen 2015; Vergani et al. 2017).

7.2.6 Hängebirke (*Betula pendula*)

Cavalleri et al. (interner Bericht) haben im August 2017 in Cugnasco (TI) und Arbedo (TI) Daten der Birke, bzw. dessen Wurzelwerkes erhoben. Um ein Bild von der Morphologie des Wurzelsystems der Birke zu erhalten, wurde ein Exemplar vollständig ausgegraben (siehe Abbildung 25). Auch elf Jungbäume mit einer Höhe unter 1m und vier Bäume mit Höhe bis 5m wurden ausgegraben um die Wurzelverteilung zu analysieren. An vier adulten Birken wurden Wurzelzählungen realisiert (Methode, siehe Kap. 7.1.2) (Cavalleri 2018).



Abbildung 25: Von Cavalleri ausgegrabenes Untersuchungsobjekt mit BHD 28cm (Quelle: Cavalleri 2018).

7.2.7 Götterbaum (*Ailanthus altissima*)

Für seine Masterarbeit hat De Boni (2017) im Kanton Tessin, an den Standorten Arbedo, Avegno, San Vittore (GR) und Sementina bei insgesamt 20 Götterbäumen Wurzelzählungen durchgeführt (Methodik, siehe Kap. 7.1.2). Weiter wurde ein Götterbaum ganz ausgegraben um die Quantität, Dimension und räumliche Verteilung der Wurzeln zu ermitteln (Abbildung 26) (De Boni 2017).



Abbildung 26 : Ausgegrabenes Wurzelwerk eines Götterbaumes (Quelle: De Boni 2017).

Gottardi (2017) hat in einer Bachelorarbeit in Arbedo (TI) und Croglio (TI) mit Wurzeln des Götterbaums Zugversuche durchgeführt. Total wurden 30 Wurzeln, Zugkräften ausgesetzt. Einerseits wurden die Wurzeln unter statischer Belastung getestet (Methodik, siehe Kap. 7.1.1), andererseits wurden erstmals auch Tests auf die Widerstandskraft bei dynamischer Krafteinwirkung gemacht.

7.2.8 Hanfpalme (*Trachycarpus fortunei*)

Crivelli (2018) hat in seiner Bachelorarbeit die Wurzelverstärkung der Chinesischen Hanfpalme untersucht. Es wurden Wurzelzählungen mit der Methodik analog zu Kap. 7.1.2 realisiert. Da das Wurzelwerk der Palme jedoch weniger ausgeprägt ist, wurden die Bodenprofile in Stammabstand von 0.5m, 1m und 1.5m angelegt. Gesamthaft wurden so an fünf Orten in den Tessiner Bezirken Bellinzona und Locarno, 17 Stichproben erhoben. Zudem hat Crivelli ein Wurzelssystem einer Chinesischen Hanfpalme komplett ausgegraben um die Wurzelquantität und deren



Abbildung 27: Wurzelsystem einer ausgegrabenen Hanfpalme (Quelle: Crivelli 2018) .

Dimensionen zu visualisieren (Abbildung 27). Acht ausgewählte Wurzeln wurden unter Laborbedingungen getrocknet, um so die Schwindmasse der Hanfpalmenwurzeln zu messen. Ebenso wurden Zugversuche gemacht. Insgesamt hat Crivelli 42 Wurzeln auf den Zugwiderstand untersucht (Methodik, siehe Kap. 7.1.1) (Crivelli 2018).

7.3 Ergebnisse

7.3.1 Fichte (*Picea abies*)

In Vergani et al. (2016) wurde die Wurzelverteilung eines Vergleichsbestandes mit der Wurzelanzahl und Wurzelverteilung 5, bzw. 10 Jahre nach einem Holzschlag verglichen. Bereits im Vergleichsbestand fällt auf, dass die Wurzelanzahl mit zunehmender Tiefe schnell abnimmt (siehe Abbildung 28). Dies ist aufgrund des flachen Wurzelsystems der Fichte nicht erstaunlich. Im Abstand von 1.5m vom Stamm wurden total 42 Wurzeln gefunden. Zwei Drittel davon befinden sich weniger als 10cm unter der Oberfläche. In einem Stammabstand von 2.5m wurden gesamthaft nur noch 21 Wurzeln registriert. Bei den flachen Wurzeln hat die Anzahl überdurchschnittlich abgenommen. Ausserdem ist auf Abbildung 28 ersichtlich, dass im Vergleich des Stammabstandes von 1.5m zu 2.5m, die Wurzelanzahl geringer Durchmesserklassen abgefallen ist. Im Abstand von 4m zum Stamm sind wieder vermehrt Wurzeln erfasst worden. Mit insgesamt 49 Wurzeln sind sogar mehr Wurzeln gezählt worden als in Stammabstand von 1.5m. Diese Tatsache ist dadurch zu begründen, dass die Abgrenzung der Wurzeln des Probestaumes, mit den Wurzeln der Nachbarbäume äusserst schwierig ist und daher oft «fremde» Wurzeln mitgezählt werden. Dieser Wert ist somit fraglich.

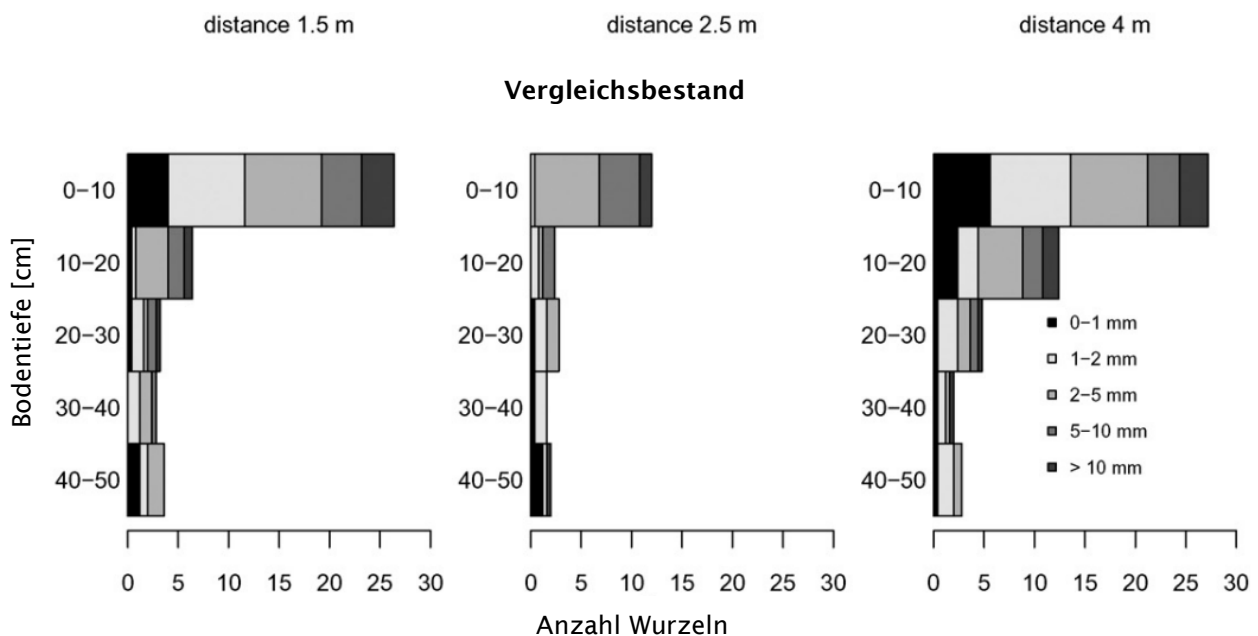


Abbildung 28: Wurzelverteilung der Fichte in einem subalpinen Fichtenbestand: x-Achse Anzahl Wurzeln, y-Achse Bodentiefe. Kategorien Wurzelstärke, Stammabstand links 1,5m, mittig 2.5m, rechts 4m (Vergani et al. 2016).

Fünf Jahre nach dem Holzschlag hat die Wurzelquantität der untersuchten Individuen bereits merklich abgenommen. So sind im Stammabstand von 1.5m noch 23 Wurzeln gemessen worden (siehe Abbildung 29). Dies entspricht einer Abnahme von über 45%. Während der Grossteil der Wurzeln grosser Diameter fast unverändert bleibt, hat die Quantität der Wurzeln mit Durchmesser unter 2mm drastisch abgenommen (vgl. Abbildung 28 und Abbildung 29). In 2.5m Abstand zum Stamm sind 11 Wurzeln gezählt worden. Mit einer Abnahme von 48% deckt sich diese Entwicklung mit der Abnahme der Wurzelmenge bei geringerem Stammabstand. Ab einer Bodentiefe von 20cm wurden fast keine Wurzeln mehr gefunden. In vier Meter Abstand zum Stamm wurden wiederum mehr Wurzeln erfasst. Mit total 18 Wurzeln ist über alle Tiefen- und Durchmesserklassen, verglichen mit Abstand 2.5m, eine Zunahme zu verzeichnen. Diese Entwicklung mag die gleichen Ursachen

wie im Vergleichsbestand (Abbildung 28) haben, nämlich das irrtümlich Wurzeln der Nebenbäume dazugezählt wurden (Vergani et al. 2016).

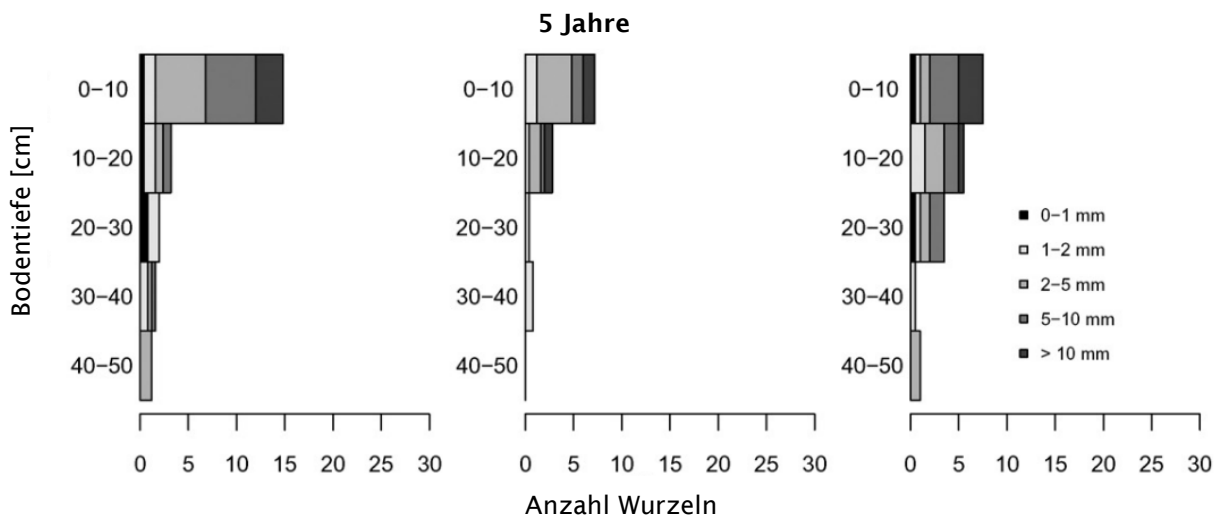


Abbildung 29: Wurzelverteilung in einem subalpinen Fichtenwald, 5 Jahre nach einem Holzschlag. Die X-Achse beschreibt die Anzahl Wurzeln, die Y-Achse steht für die Wurzelverteilung auf vertikaler Ebene. Es wird zudem zwischen verschiedenen Wurzeldurchmesserklassen unterschieden (Vergani et al. 2016).

10 Jahre nach der Störung hat das Quantum der Wurzeln weiter stark abgenommen (vgl. Abbildung 28, Abbildung 29 und Abbildung 30). Es sind unabhängig vom Stammabstand nur noch wenige Wurzeln grossen Diameter vorhanden. Die Feinwurzeln wurden erwartungsgemäss bereits zersetzt.

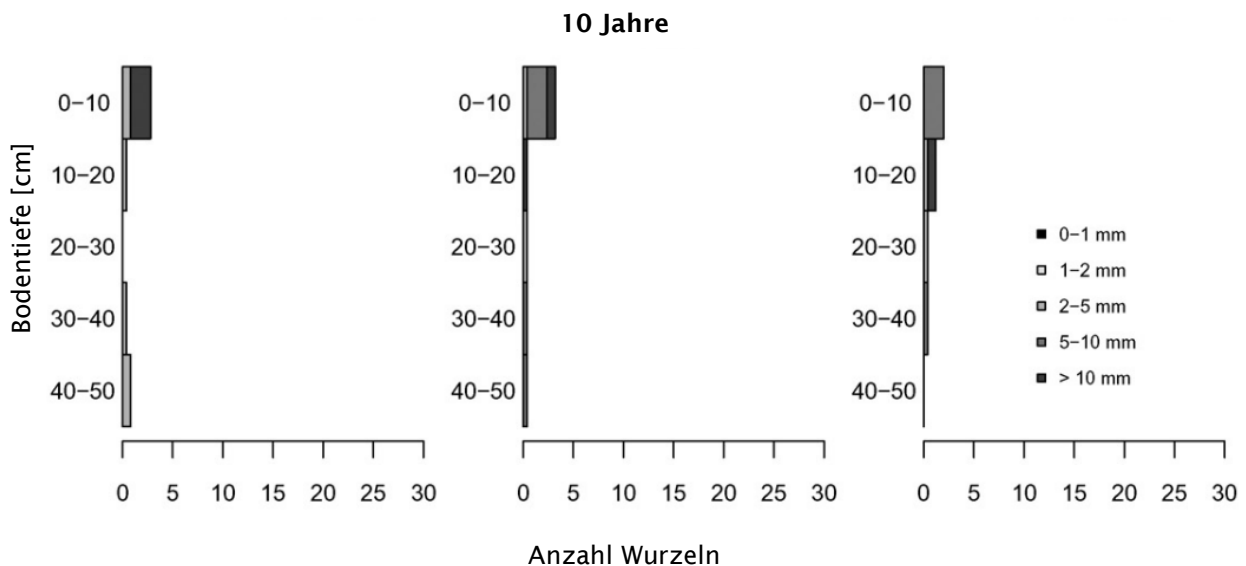


Abbildung 30: Räumliche Verteilung von Fichtenwurzeln auf subalpiner Höhenstufe, 10 Jahre nach einem Holzschlag. Die X-Achse legt die Wurzelanzahl dar, die Y-Achse wiedergibt die Wurzelverteilung unter Berücksichtigung der Bodentiefe. Es wird zwischen fünf Wurzeldurchmesserklassen unterschieden (Vergani et al. 2016).

Eine Untersuchung von Ammann (2006) hat gezeigt, dass Wurzeln welche seit 10 Jahren tot sind, mindere mechanische Eigenschaften besitzen, als lebende Wurzeln. Dies bezieht sich sowohl auf die Elastizität der Wurzeln als auch auf die Widerstandsfähigkeit gegenüber Zugkräften. Die Resultate der 14 Zugversuche an lebenden Wurzeln und an 19 abgestorbenen Wurzeln (Vergani et al. 2016) weisen auf ähnliche Effekte hin. Die Regressionslinie der nicht degradierten Fläche ist mit $F=16.91d^{1.89}$ ($R^2=0.55$, Standardfehler=0.63) deutlich höher als die der 5 Jahre alten gestörte Fläche mit $F=12.8d^{1.77}$ ($R^2=0.34$, Standardfehler=0.86). Dies heisst, dass lebendige Wurzeln

durch alle Durchmesserklassen hindurch höheren Zugkräften standzuhalten vermögen, als abgestorbene Wurzeln (siehe Abbildung 31). Dies bedeutet, dass selbst wenn die Wurzelmenge und -verteilung sich nach der Störung nicht verändern würde, wäre die Wurzelverstärkung nach dem Holzschlag oder Waldbrand schwächer bemessen. Aus der Kombination von (1) weniger Wurzeln und (2) schlechtere mechanische Eigenschaften der Wurzeln, lässt sich sagen, dass Störungen die Wurzelverstärkung auf Wurzelsystem-Ebene deutlich reduzieren.

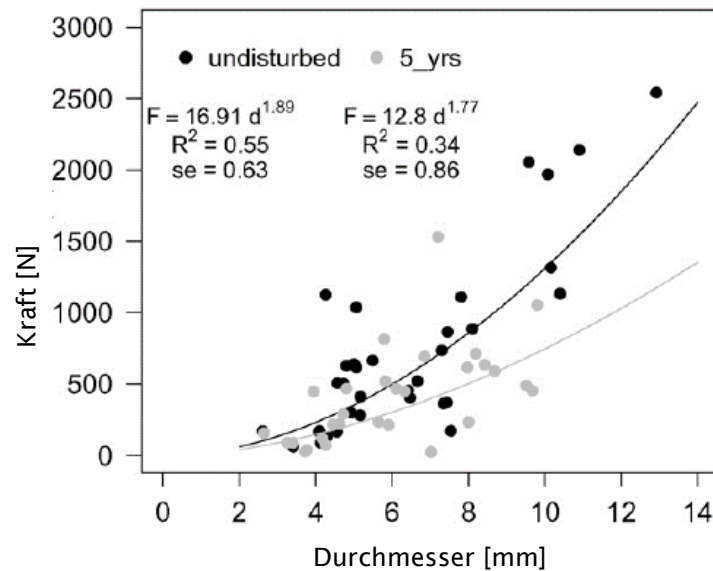


Abbildung 31: Zugkraft (y-Achse) der Fichtenwurzeln nach Durchmesser (x-Achse) auf nicht degradierten Fläche (undisturbed) und 5 Jahre nach einer Störung (5_yrs) (Vergani et al. 2017).

Nun wurden einerseits die Wurzelverteilung und Wurzelquantität bestimmt und andererseits die maximal aufzunehmende Kraft der einzelnen Wurzeln durch Zugversuche quantifiziert. Der nächste Schritt ist, diese zwei Parameter zu vereinen und so die Wurzelverstärkung der Fichte auf Baumebene, je nach BHD zu ermitteln. Um das theoretische Potenzial der Fichtenwurzeln zu bestimmen, wird im Folgenden mit den Daten der lebenden Wurzeln gearbeitet. Als nächstes wird die räumliche Verteilung der Wurzelverstärkung auf Ebene Wurzelsystem ermittelt (siehe Kap. 7.4).

7.3.2 Buche (*Fagus sylvatica*)

Abbildung 32 zeigt die Dynamik der Zugfestigkeit von Buchenwurzeln mit Zunahme der Wurzeldimensionen. Dazu wurden Felddaten von Tigges (2017) mit Daten der Uni Milano erweitert. Die nicht lineare Regressionskurve ergibt mit $p < 2 \times 10^{-16}$ eine hohe Signifikanz. Der Standardfehler der Residuen liegt bei 283.6. Dieses Modell kann künftig für die Kalkulation der Verstärkung von Buchenwurzeln in Zugrichtung genutzt werden.

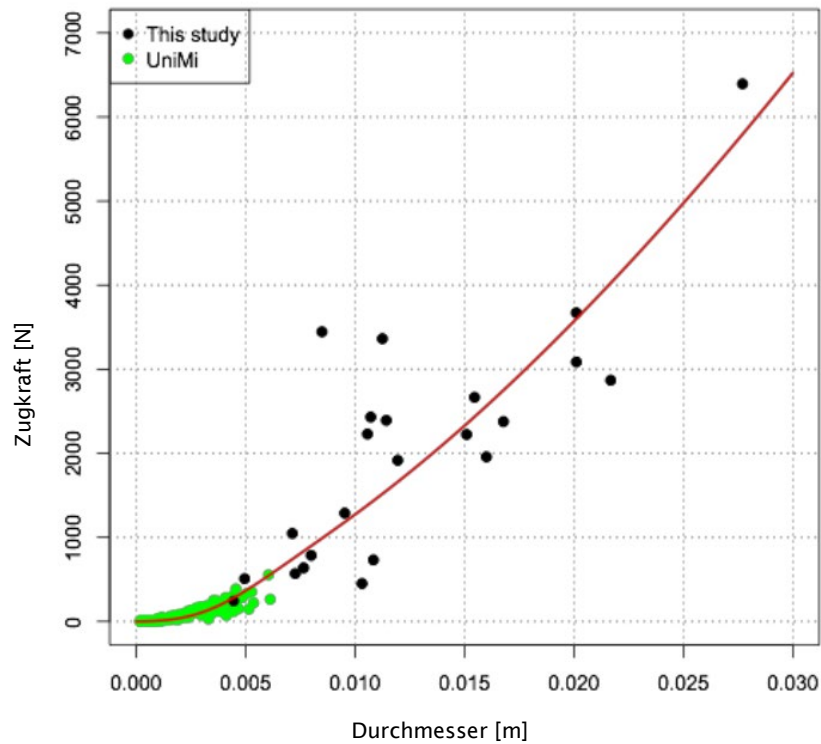


Abbildung 32: Ergebnisse der Zugversuche bei der Buche von Tigges (2017) ergänzt mit Daten der Uni Milano (siehe Gehring et al. 2019). Die y-Achse beschreibt die maximal aufzunehmenden Zugkräfte, die x-Achse weist auf den Wurzel Durchmesser hin.

7.3.3 Edelkastanie (*Castanea sativa*)

Die Abbildung 33 zeigt die Wurzelverteilung der Edelkastanie bei unterschiedlicher Bewirtschaftung. Bei der Bewirtschaftungsform A, also Bewirtschaftung nach dem Prinzip der positiven Auslese ist die geringste Wurzelmenge gemessen worden. Im Abstand von 1.5m unterscheidet sich die Wurzelquantität nicht von jener beim Typus C. Bereits ab einem Stammabstand von 2.5m sind beim Typus A jedoch merklich weniger Wurzeln vorhanden als bei C. Das gleiche Bild sehen wir auch bei den Zählungen im Abstand von 3.5 zum Stamm. Interessanterweise sind bei Typ A im 3.5m-Abstand mehr Wurzeln mit einer Tiefe über 60cm gemessen worden als bei Typ C. Auch im Abstand von 2.5m sind weniger tiefe Wurzeln erhoben worden als einen Meter weiter vom Stamm entfernt. Dies ist auf den ersten Blick nicht unbedingt erklärbar. Da wir davon ausgehen, dass eine Korrelation zwischen lebender Biomasse eines Baumes und der Dimension dessen Wurzelwerkes besteht (Smith 1964; Bolte et al. 2004), würde man meinen, dass die Individuen in gepflegten Beständen, welche mehr Platz haben und dadurch grössere Kronen bilden, auch mächtigere Wurzelwerke aufwiesen. Ein möglicher Erklärungsansatz für die Diskrepanz zwischen dieser Theorie und dem Ergebnis aus den Wurzelzählungen mag sein, dass die Wurzelausschläge im Niederwald ein neues eigenständiges Wurzelwerk bilden. Bei der Wurzelzählung ist jedoch nicht auszuschliessen, dass auch noch Wurzeln des «alten» Baumes vorzufinden sind. In der Kategorie O, also dem Altbestand sind deutlich am meisten Wurzeln vertreten. Dies ist vor allem bei den geringen Wurzeldimensionen ersichtlich, sowie bei grösserem Stammabstand (siehe Abbildung 33).

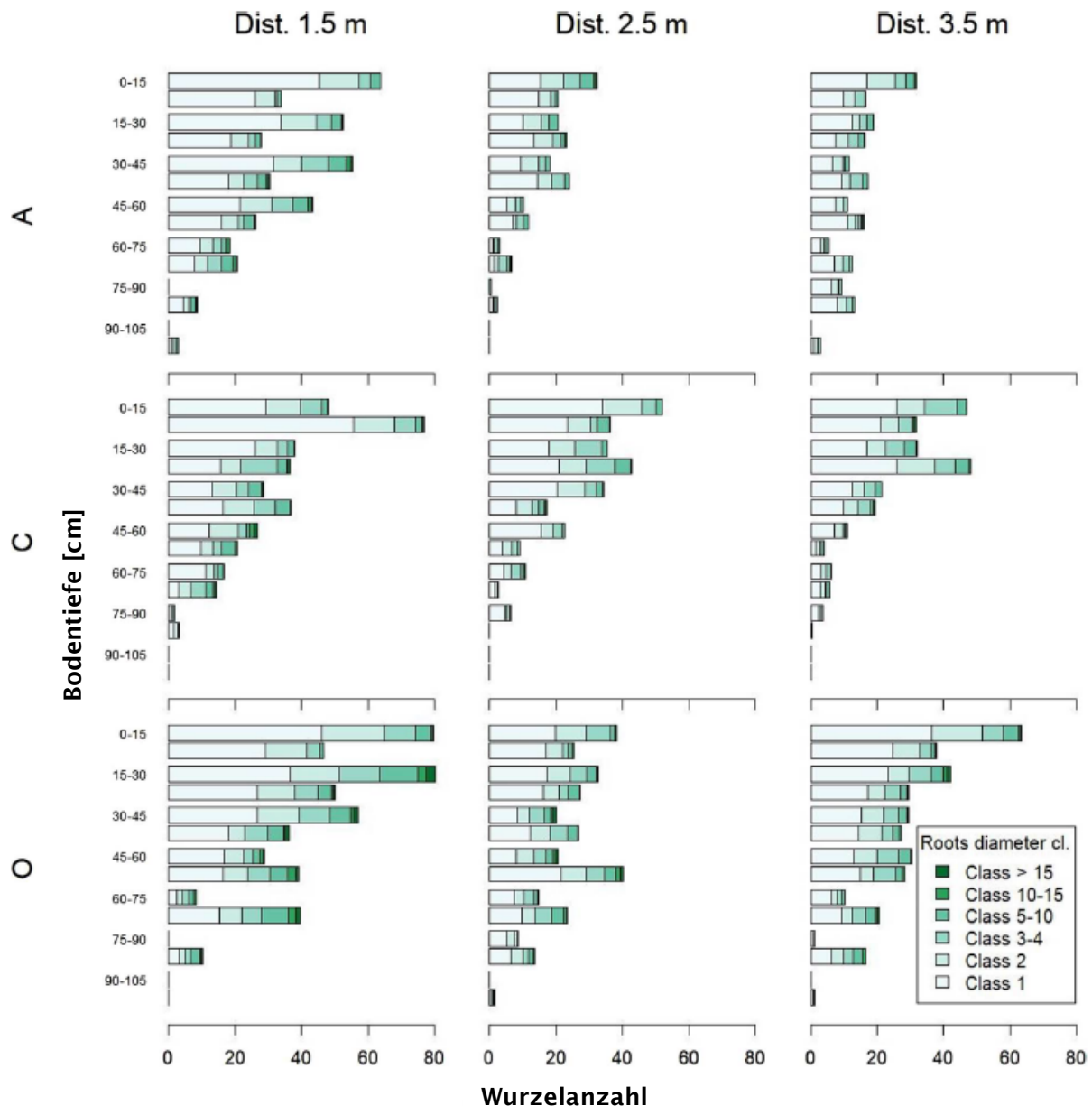


Abbildung 33: Wurzelverteilung verschiedener Kastanienwälder. A sind Bestände die durch eine Positivauslese bewirtschaftet werden. C steht für Niederwälder, welche seit 17 bzw. 18 Jahren nicht mehr zurückgeschnitten wurden. Der Typus O bezeichnet nicht bewirtschaftete Altbestände. Bei jedem Waldbautyp wurden die Wurzeln von sechs Bäumen gezählt. Je drei in Bedano und drei in Gerra. Auf der x-Achse ist die Wurzelanzahl bei den verschiedenen Distanzen ab Stamm ablesbar, die y-Achse beschreibt die Wurzelverteilung in vertikaler Richtung der verschiedenen Bewirtschaftungsformen (Quelle: Dazio et al. 2018).

Die Abbildung 34 zeigt die mechanischen Eigenschaften der Kastanienwurzeln. Es wird dabei zwischen den Daten aus Gerra und Bedano (Dazio et al. 2018) und jenen aus Bassanelli et al. (2013) unterschieden. Von den gezogenen 79 Wurzeln, konnten deren 45 für die Implementierung der Regressionslinie berücksichtigt werden. Die restlichen 34 konnten nicht genutzt werden, da sie entweder gar nicht brachen oder sie rissen im Bereich der angebrachten Schraube. Obwohl zwischen den Modellen von Bassanelli et al. (2013) und Dazio et al. (2018) in den Durchmesserklassen von 1-4mm Unterschiede bezüglich maximaler Zugfestigkeit existieren, ist in jedem Fall der Standardfehler höher, als der Unterschied der Kraftaufnahme bei gleicher Dimension. Somit ist kein signifikanter Unterschied gegeben. Auch zwischen den Beständen von Gerra und Bedano, bei welchen ein Unterschied bezüglich Wasser-Boden-Zusammensetzung herrscht, sind

keine Unterschiede betreffend den mechanischen Eigenschaften der Wurzeln nachzuweisen. Dies wird von Schwarz et al. (2015) unterstützt, steht jedoch im Widerspruch zu Hales und Miniat (2017) die einen signifikanten Unterschied zwischen den mechanischen Wurzeleigenschaften in Böden mit unterschiedlichen Wasserverfügbarkeiten fanden.

Die Wurzelverstärkung im Altbestand (O) erreicht ein medianer Wert von 10'508N. Dies übersteigt die gemessenen Zugkräfte in den Jungbeständen (A und C) um ca. 75%. So beträgt der Median der Wurzelarmierung in den gepflegten Jungbeständen (A) 4'213N und jener in nicht bewirtschafteten Beständen (C) 4'341N.

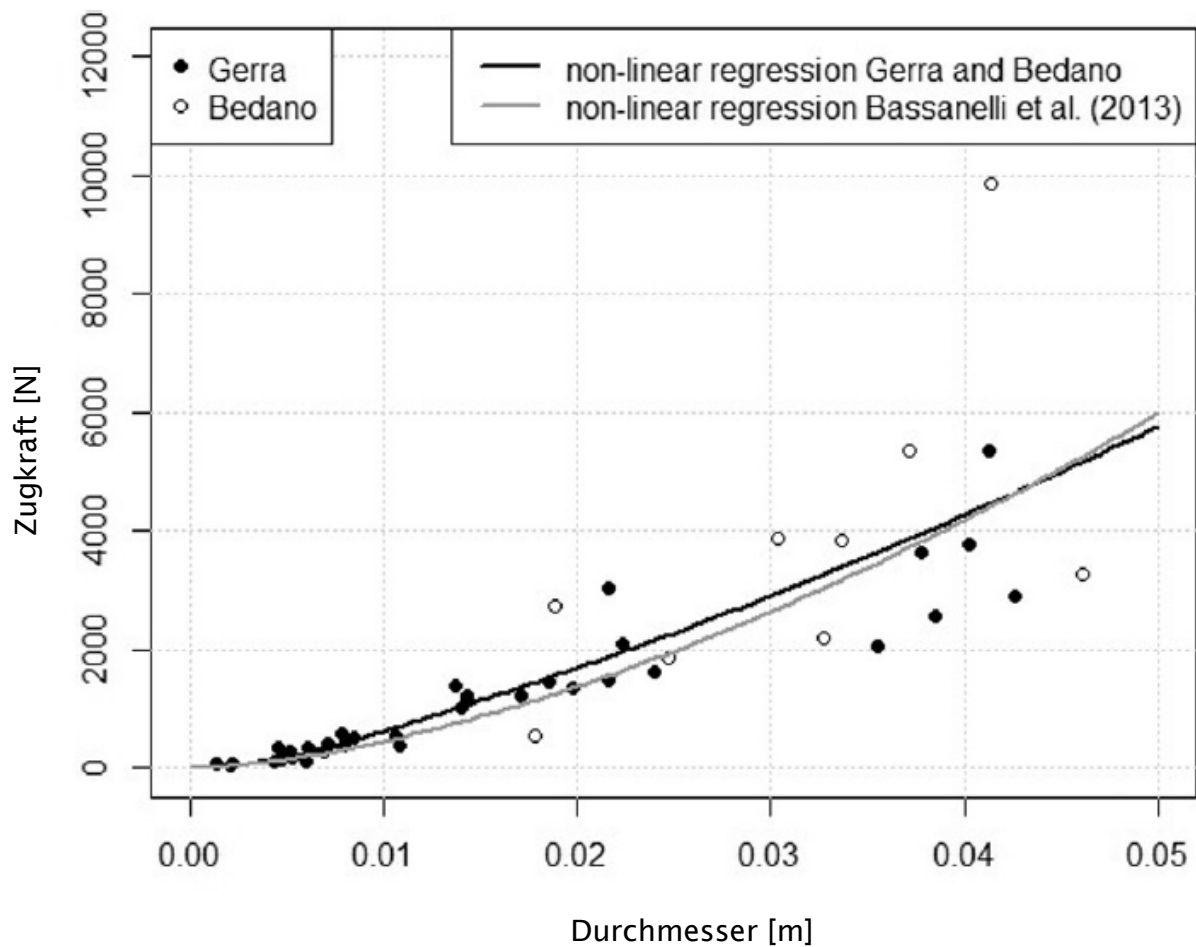


Abbildung 34: Nicht lineare Regressionskurve aus den Daten von Dazio et al.(2018) aus Gerra und Bedano (schwarz) und denen aus Bassanelli et al. (2013) (grau) Die x-Achse beschreibt den Wurzeldurchmesser, während die y-Achse für die gemessene Zugkraft steht.

Die Abbildung 35 zeigt die modellierte maximale laterale Wurzelverstärkung einer Edelkastanie, je nach BHD-Wert und dem Abstand zum Stamm. Generell nimmt die Wurzelverstärkung mit zunehmendem BHD zu und mit zunehmendem Stammabstand ab. Bei einem Stammabstand von 1.5m liegt die Schwelle um überhaupt eine Wurzelverstärkung erwarten zu können bei einem BHD von knapp 10cm. Im Abstand von 2.5m zur Edelkastanie liegt diese Schwelle bereits bei ca. 12cm Durchmesser und im Stammabstand von 3.5m muss der BHD der Edelkastanie bereits knapp 20cm betragen, damit eine Wurzelbewehrung zu erwarten ist (siehe Abbildung 35).

Die Residuen zwischen Modell (Linie) und den tatsächlich gemessenen Werten (schwarze Punkte) sind bei einem Durchschnittswert von 0.15kN/m und einer Standardabweichung von 2.1kN/m, normalverteilt. Eine ANOVA zeigt, dass sowohl der BHD als auch der Stammabstand signifikante Parameter in der Vorhersage der maximalen Wurzelverstärkung beinhalten ($p < 0.001$) (Dazio et al. 2018).

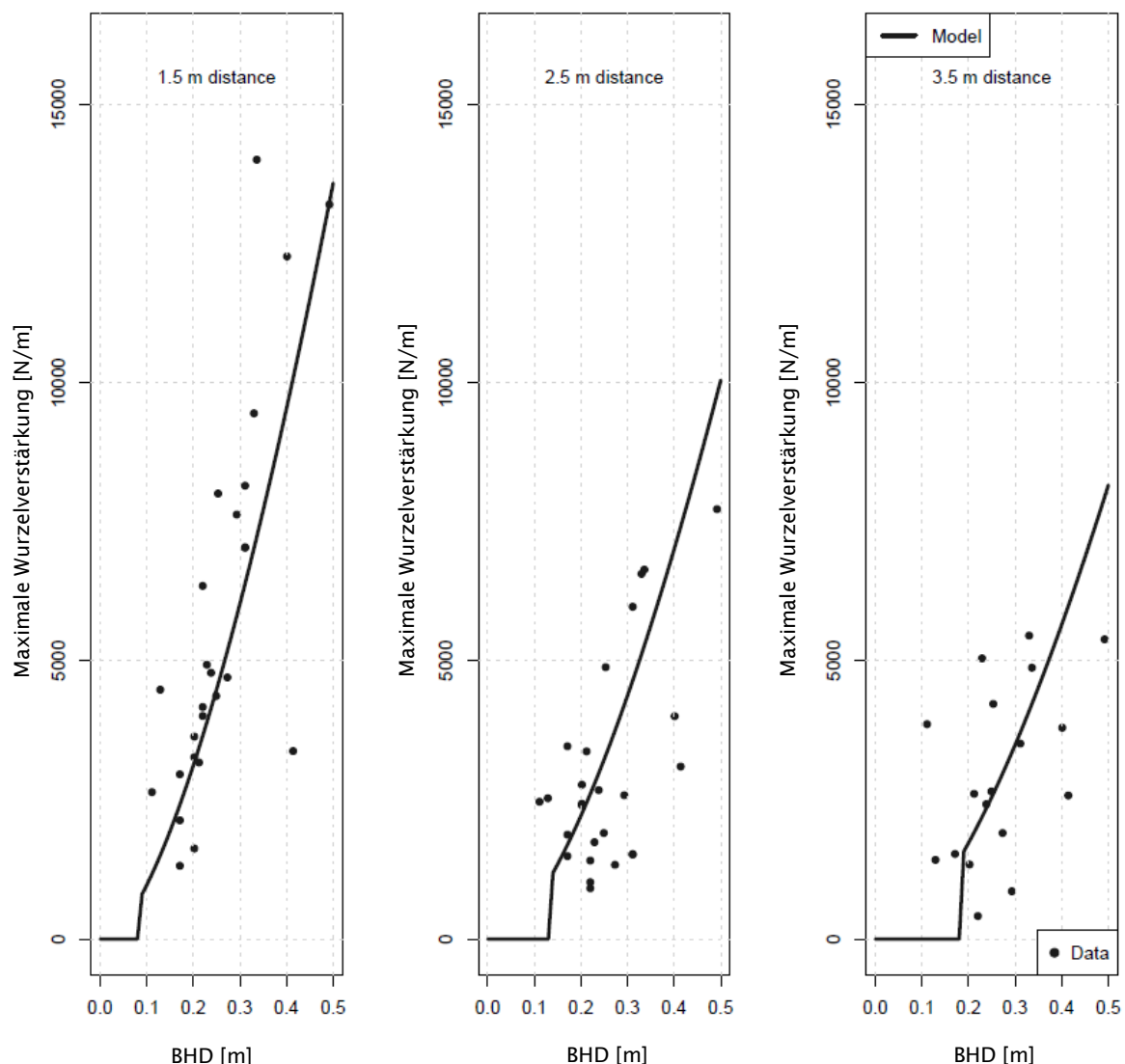


Abbildung 35: Entwicklung der Wurzelverstärkung auf Baumebene für die Edelkastanie, unter Berücksichtigung des BHDs und des Stammabstandes (Quelle: Dazio et al. 2018).

7.3.4 Flaumeiche (*Quercus pubescens*)

Die Wurzelquantität der Flaumeiche wurde sowohl auf einer von Waldbrand betroffenen Fläche, als auch auf einem nicht degradierten Vergleichsbestand erhoben. In Abbildung 36 wird ersichtlich, dass die Wurzelanzahl der Klasse 1 (0-1.5mm) in Stammabstand von 1.5m, auf der Vergleichsfläche mit im Durchschnitt fast 200 Stück, etwa doppelt so hoch liegt, wie auf der Waldbrandfläche. Der Höchstwert liegt bei den, vom Brand nicht betroffenen Bäumen bei 302 Wurzeln, während auf der verbrannten Fläche im Maximum 86 Wurzeln gezählt wurden. Bis zum Durchmesser von 5mm ist dieser Trend klar erkennbar. Bei den Wurzeln der grösseren Dimensionen kann zwischen der Waldbrandfläche und der Vergleichsfläche kein bedeutender Unterschied gefunden werden. Grund dafür könnte sein, dass sich die dicken Wurzeln im Waldbrandgebiet im Gegensatz zu ihren dünnen Gegenstücken noch nicht zersetzt haben. Mit einem Durchschnitt von ca. 60 Wurzeln bei Klasse 1, ist im Stammabstand von 2.5m kein Unterschied zwischen verbranntem und nicht verbranntem Flaumeichenbestand erkennbar (siehe Abbildung 36). In den folgenden Klassen scheint es geringfügig mehr Wurzeln im Vergleichsbestand zu haben. Verglichen mit der Wurzelquantität in 1.5m Abstand vom Stamm, hat die Wurzelmenge in beiden Beständen deutlich abgenommen. In einer Distanz von 3.5m zum Stamm sind in der Vergleichsfläche etwa gleich viele Wurzeln der tiefen Durchmesserklassen quantifizierbar, während auf der vom Feuer geschädigten Fläche deutlich weniger Wurzeln vorhanden sind (siehe Abbildung 36). In diesem Abstand sind unabhängig der Feuerbrunst wenig bis keine Wurzeln grosser Diameter zu erwarten.

Auffällig ist die Erkenntnis, dass sich die Ausdehnung der Wurzelteller relativ gut mit der Ausbreitung der jeweiligen Baumkronen korrelierten (Schmidhalter 2018).

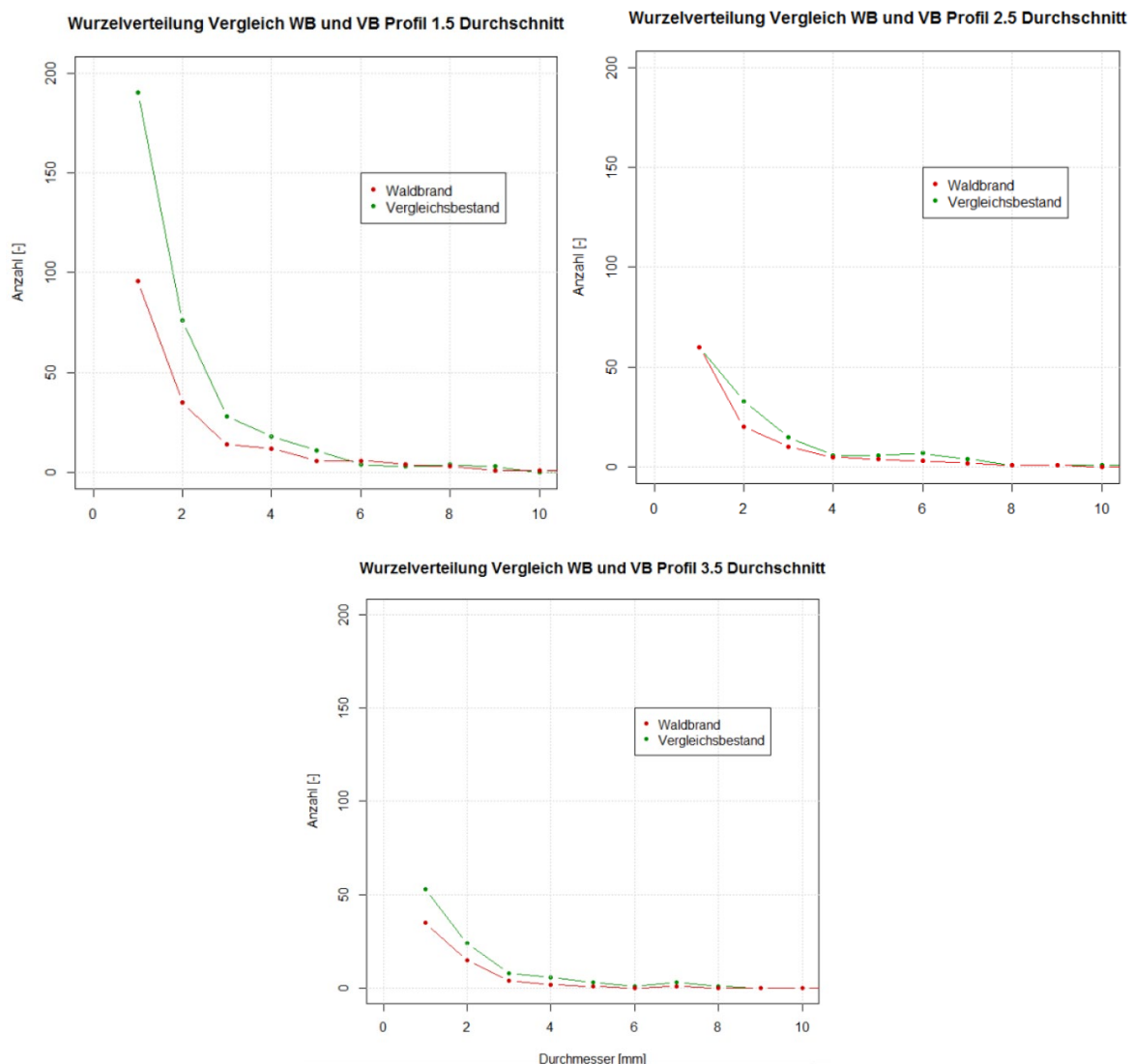


Abbildung 36: die Wurzelverteilung der Flaumeiche im Stammabstand von 1.5m, 2.4m und 3.5m. Es wird dabei zwischen Vergleichsbestand und Waldbrandfläche unterschieden. Die y-Achse steht für die Wurzelanzahl, während auf der x-Achse die Durchmesser der Wurzeln abzulesen sind (Quelle: Schmidhalter 2018).

Die Regressionsanalyse in Abbildung 37 mit der Funktion $F = \alpha * d^\beta$ (wobei F für die Kraft und d für den Wurzeldurchmesser steht) beschreibt die Zunahme der aufzunehmenden Zugkräfte mit zunehmendem Wurzeldurchmesser. Der mit $3,6 \cdot 10^5$ quantifizierte α -Wert weist einen p-Wert von 0.0035 auf, der als 1.35 ermittelte β -Wert weist eine Signifikanz von $p < 2 \cdot 10^{-16}$ auf (Schmidhalter 2018). Die gelb eingekreisten Punkte stellen die Werte dar, die von Burylo et al. (2011) erfasst wurden. Aufgrund der isolierten Daten von Schmidhalter, wäre die Regressionslinie (rot-gestrichelte Linie) im niedrigen Diameterbereich geringfügig verschieden. Durch das Ergänzen mit Daten aus Burylo et al. (2011) ergibt sich die blaue Linie. Der Standardfehler der Residuen beträgt 363.3.

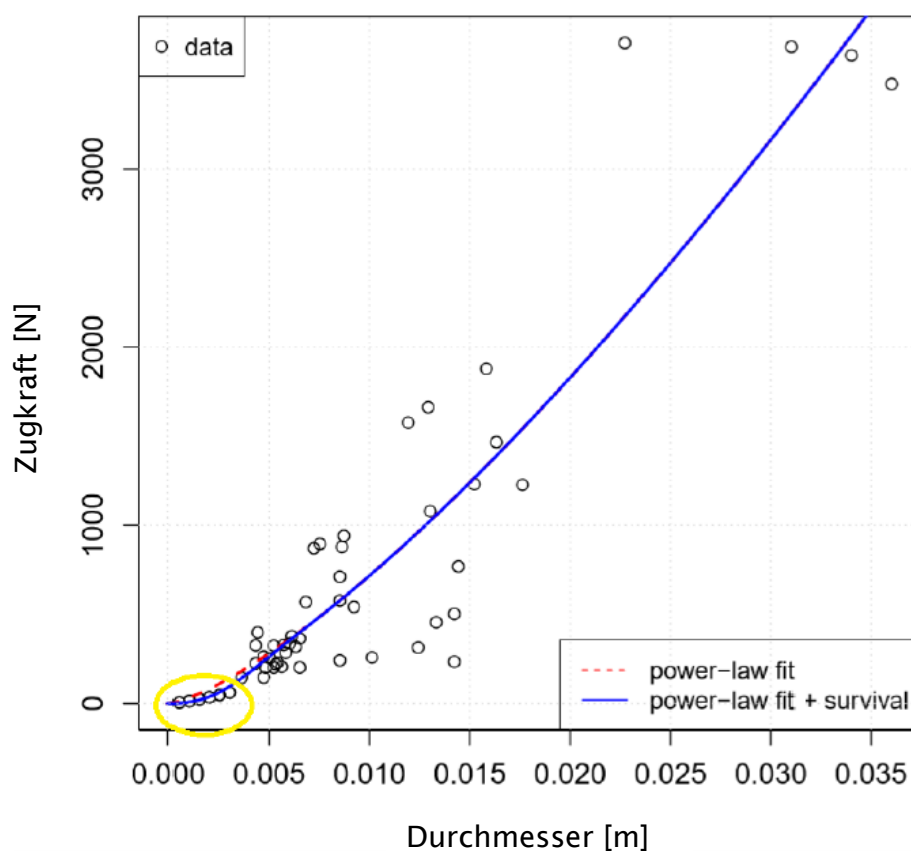


Abbildung 37: Die Abhängigkeit der aufzunehmenden Zugkraft vom Wurzeldurchmesser der Flaumeiche (Quelle: Schmidhalter 2018).

Auf der Abbildung 38 wird der Einfluss des Waldbrandes auf die Wurzelverstärkung ersichtlich. Unabhängig des Stammabstandes ist die Wurzelverstärkung auf dem Vergleichsbestand deutlich höher als auf der 15 Jahre alten Waldbrandfläche. In 1.5m Abstand zum Stamm rissen die Wurzeln im Vergleichsbestand durchschnittlich bei einer Zugkraft von 7'300N, auf der Waldbrandfläche waren es im Mittel 4'150N. Dies entspricht einer Abnahme um 43%. Noch deutlicher wird es im Abstand von 2.5m zum Stamm. Die Wurzelzugversuche ergaben im Vergleichsbestand eine Zugkraft von 5'900N, während auf dem Waldbrandgebiet mit 1'730N, ein 70% tieferer Widerstand gegenüber Zugkräften resultierte. Eine ebenfalls 70%ige Reduktion ist im Stammabstand von 3.5m zu erwarten. Die Wurzeln im Vergleichsbestand versagten im Durchschnitt bei einer Zugkraft von 1'925N, während sie auf der 15-jährigen Brandfläche bereits bei einer Kraft von 570N rissen (siehe Abbildung 38).

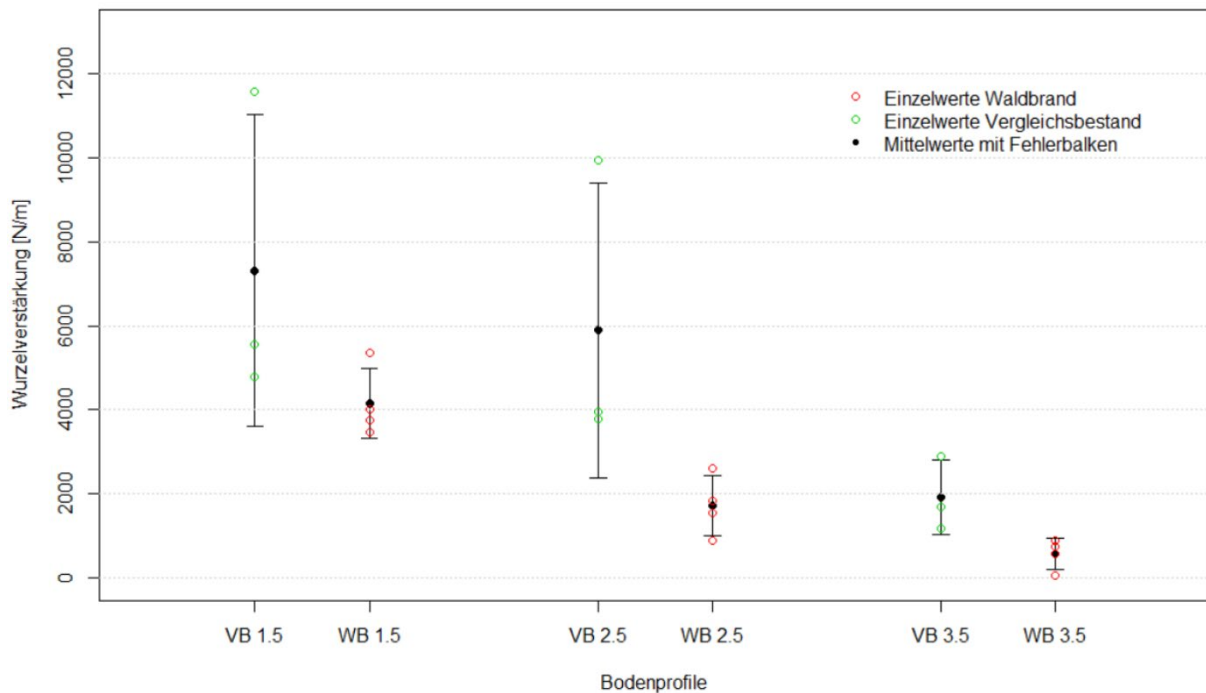


Abbildung 38: Diskrepanz der Wurzelverstärkung der Flaumeiche auf den Vergleichsflächen (VB) und den Waldbrandflächen (WB). Es wird unterschieden zwischen Stammabstand 1.5m, 2.5m und 3.5m (Quelle: Schmidhalter 2018).

Werden nun die Ergebnisse der Wurzelzählungen und jene der Wurzelzugversuche zusammengeführt, lassen sich Aussagen über die Wurzelverstärkung einer einzelnen Flaumeiche machen. In Abbildung 39 wird die Wurzelverstärkung der Flaumeiche unter Berücksichtigung des BHDs ersichtlich. Es wird deutlich, dass die anzunehmende Wurzelverstärkung mit zunehmendem BHD steigt und mit zunehmendem Stammabstand sinkt. Im Abstand von 1.5m zum Schaft ist gemäss Modellierung, ein BHD von mindestens 10cm nötig um überhaupt eine Wirkung erzielen zu können. In 2.5m Abstand sind es bereits ca. 12cm und in 3.5m Stammabstand gar fast 20cm BHD, die nötig sind um die Schwelle der Wurzelverstärkung zu überschreiten. Im Abstand von 1.5m generiert eine Flaumeiche mit BHD 30cm eine Wurzelverstärkung von ca. 13'000N/m. Einen Meter weiter vom Stamm weg, beträgt diese armierende Wirkung noch etwa 11'000N/m und im Abstand von 3.5m sind bei identischem BHD noch 8'500N/m an Wurzelverstärkung zu erwarten.

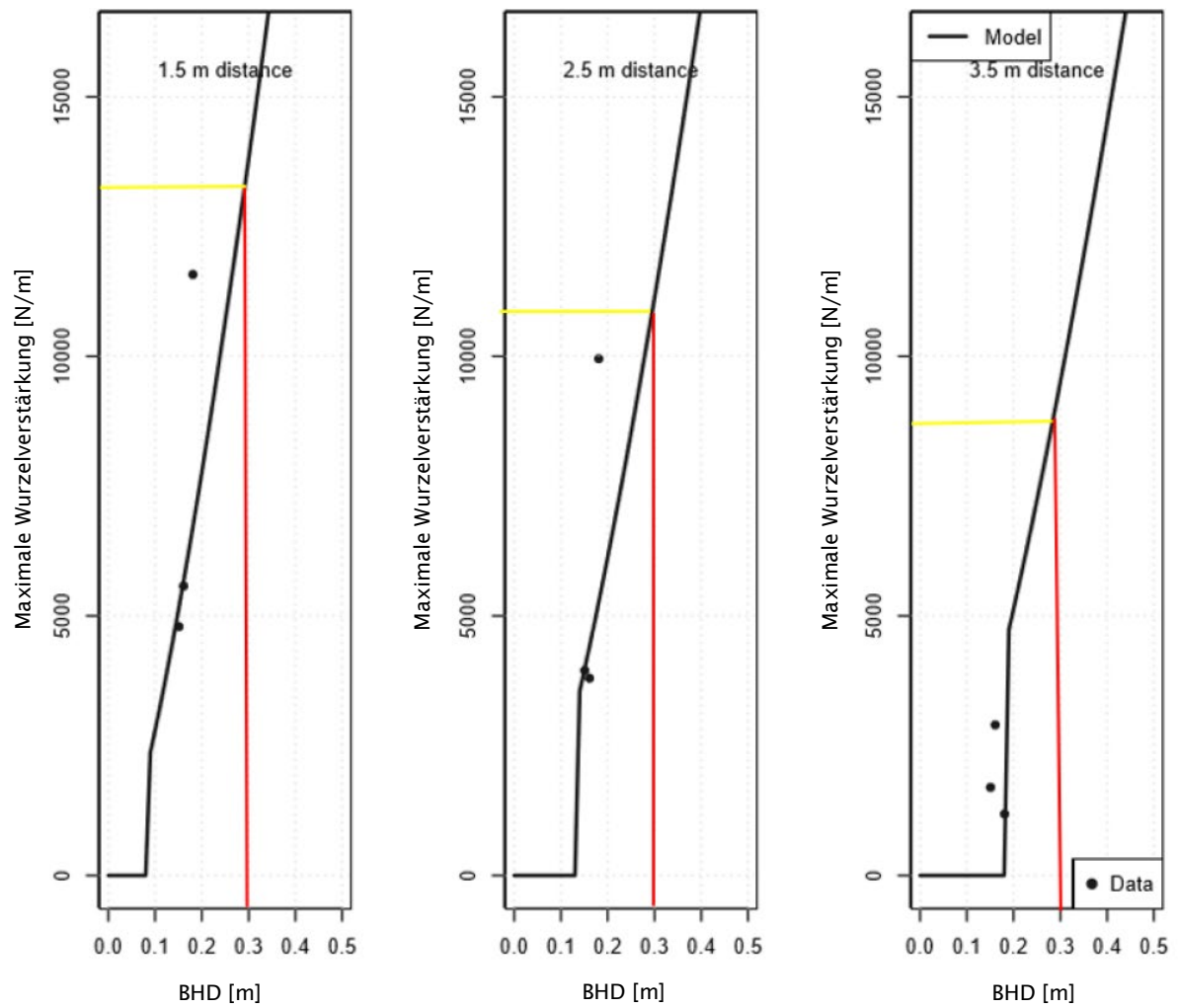
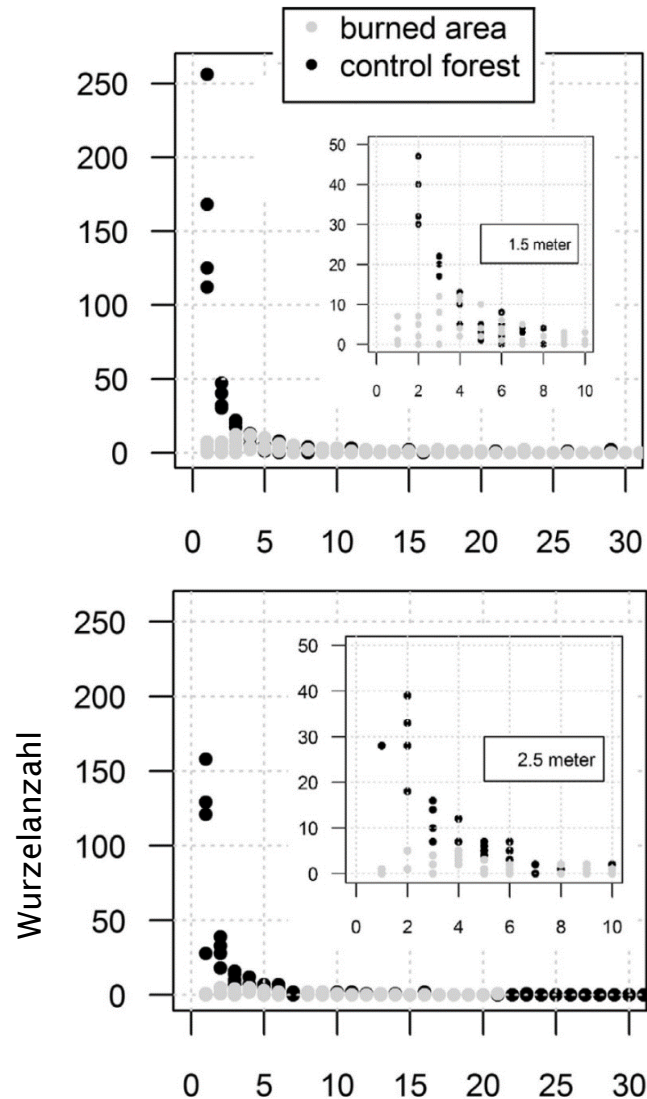


Abbildung 39: Entwicklung der Wurzelverstärkung auf Bauebene für die Baumart Flaumeiche, in Abhängigkeit des BHDs (Quelle: Schmidhalter 2018).

7.3.5 Waldföhre (*Pinus sylvestris*)

In Waldföhrenbeständen nimmt die gemessene Wurzelverteilung mit zunehmendem Wurzeldurchmesser ab. Die im 1.5m vom Stamm entfernten Bodenprofil gemessene Wurzelmenge übersteigt jene in 2.5m Abstand vom Stamm. In Stammabstand von 3.5m erhöht sich die Wurzelmenge wieder. Die Wahrscheinlichkeit ist jedoch hoch, dass unbeabsichtigt Wurzeln anderer Waldföhren mitgezählt wurden. In den von Waldbrand betroffenen Proben, verhält sich diese Entwicklung gehemmter, da sich 4 Jahre nach dem Waldbrand viele Wurzeln geringer Diameter bereits zersetzt haben. Daher sind in diesem Waldbrandbestand, unabhängig vom Stammabstand, kaum mehr Wurzeln vorzufinden. Einzig im Durchmesserbereich um die 5mm lässt sich noch je Klasse eine Hand voll Wurzeln zählen. Ab einem Durchmesser von 16mm sind weder auf der Vergleichsfläche, noch auf der von Waldbrand tangierten Fläche Wurzeln auffindbar. Aus diesen Daten wurde ein Wurzelverteilungsmodell kalibriert (siehe Abbildung 40).



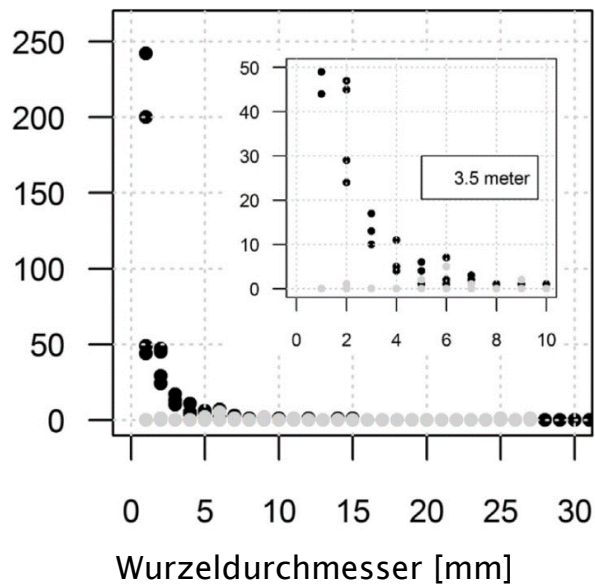


Abbildung 40: Wurzelverteilung der Waldföhre in den Bodenproben in Stammbaumabstand von 1.5m, 2.5m und 3.5m. In den Grafiken aussen ist die ganze Bandbreite ersichtlich, während innen ein Detailausschnitt der Wurzeln geringer Durchmesser wiedergegeben wird. Die schwarzen Punkte stehen für die gezählten Wurzeln im Vergleichsbestand. Die hellen Punkte kennzeichnen die Wurzelmenge auf der Waldbrandfläche (Quelle: Vergani et al 2017).

Die Abbildung 41 visualisiert die zunehmende Wurzelverstärkung einzelner Waldföhrenwurzeln, in Abhängigkeit von deren Durchmesser. Nicht verbrannte Wurzeln nehmen demnach deutlich mehr Zugkräfte auf, bevor sie Versagen. Die Funktion mit der Formel $F = \alpha \cdot d^\beta$, kann im Waldbrandbestand mit den folgenden Parametern beschrieben werden: $\alpha = 5.05 \cdot 10^5$ mit einer Signifikanz von $p=0.56$ und einem Standardfehler (SF) der Residuen von $1.07 \cdot 10^5$. $\beta = 1.83$ mit $p=0.04$ und einem SF der Residuen von 0.5. Für den Vergleichsbestand lauten die Konstanten: $\alpha = 1 \cdot 10^6$. Dessen p-Wert beläuft sich auf 0.225 und der SF der Residuen auf $1.828 \cdot 10^5$. β wird mit dem Wert 1.73 beschrieben, bei einem p-Wert von <0.001 und einem SF der Residuen von 0.5.

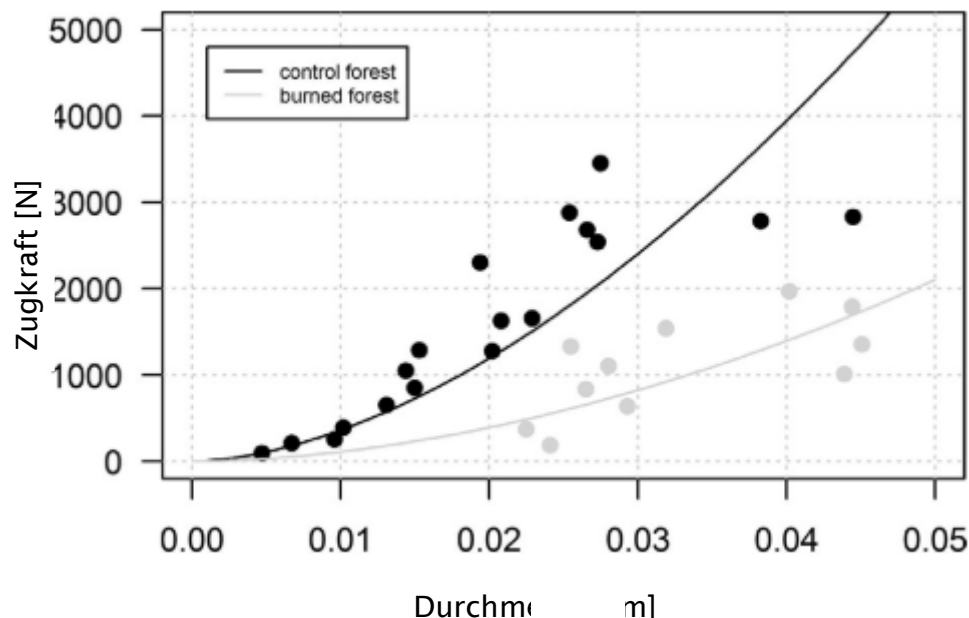


Abbildung 41: die Entwicklung der Wurzelverstärkung (y-Achse) bei zunehmendem Wurzelradius (x-Achse) der Waldföhre. Es wurden nicht lineare Regressionslinien für den Vergleichsbestand (schwarz) sowie der Waldbrandfläche (grau) implementiert (Quelle: Vergani et al. 2017).

In der folgenden Abbildung (Abbildung 42) sind die verschiedenen Wurzelverstärkungen vom Vergleichsbestand (C) und der Waldbrandfläche (F) dargestellt. Aus der Grafik ist ersichtlich, dass

die Wurzelverstärkung mit zunehmender Entfernung abnimmt. Dies ist im normalen Bestand wie auch in der vier Jahre alten Waldbrandfläche feststellbar. Weiter ist zu beobachten, dass die Werte der Wurzelverstärkung im verbrannten Bestand, in allen Profilen massiv niedriger sind als in der Vergleichsfläche. In Stammabstand von 1.5m liegt der Median der Wurzelverstärkung im Kontrollbestand bei ca. 2'400N. Auf der vor vier Jahren verbrannten Fläche beträgt die Wurzelverstärkung im Median nur noch ca. 670N. Im Abstand von 2.5m vom Stamm beträgt die Mediane Wurzelbewehrung auf der Vergleichsfläche noch deutlich über 1'000N, während sie in der degradierten Fläche nur noch 11% dessen bemisst. Im Abstand von 3.5m ist im vom Feuer zerstörten Bestand keine Wurzelverstärkung mehr zu erwarten. Im Vergleichsbestand bleibt der Median fast auf gleichem Niveau wie in 2.5m Abstand (Vergani et al. 2017).

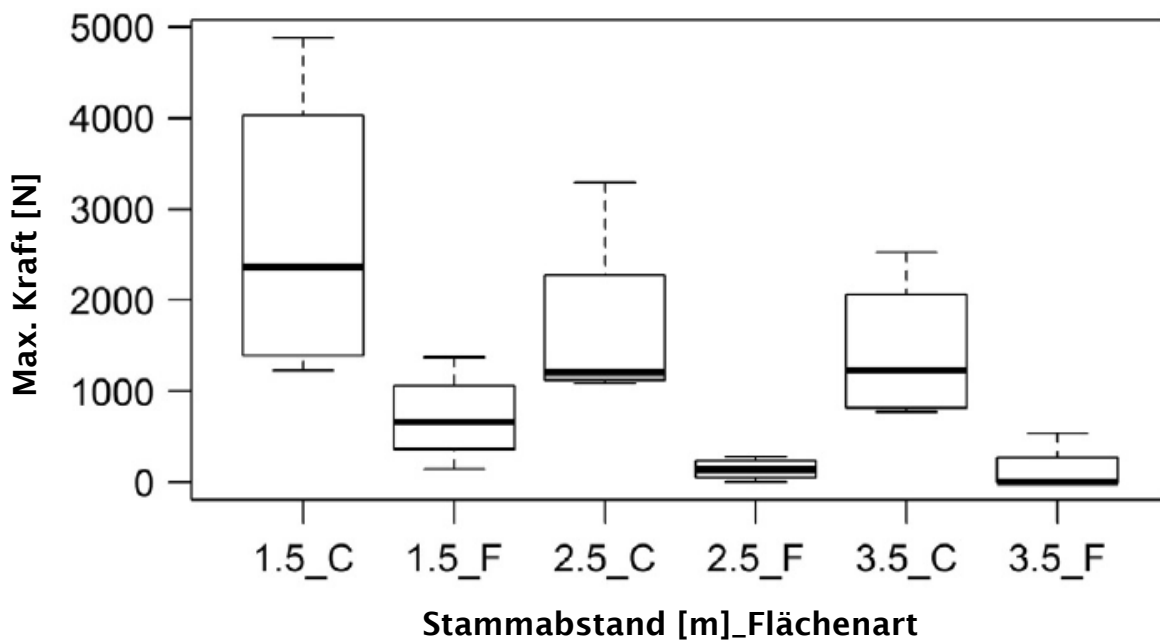


Abbildung 42: Abnahme der Wurzelverstärkung der Waldföhre mit zunehmendem Stammabstand. F steht dabei für die Daten der Waldbrandfläche, C bezeichnet die Ergebnisse der Vergleichsfläche (Quelle: Vergani et al. 2017).

7.3.6 Hängebirke (*Betula pendula*)

Abbildung 43 illustriert die Wurzelverteilung der Hängebirke. Über alle Bodenprofile hinweg, nimmt die Wurzelanzahl mit zunehmender Bodentiefe ab. Insbesondere die Wurzeln der geringen Durchmesserklassen gehen mit steigender Bodentiefe verloren. Speziell ist, dass die Wurzelanzahl mit zunehmender Distanz zum Stamm, nicht wie erwartet zurückgeht, sondern sogar steigt. Im Stammabstand von 2.5m sind deutlich mehr Feinwurzeln auffindbar als in 1.5m Abstand zum Schaft. Sogar in einer Distanz von 3.5m vom Stamm scheint es mehr Wurzeln der Klasse 1-2mm zu haben, als in unmittelbarer Stammnähe (1.5m). Lässt man diese Klasse aussenvor, scheint die Wurzelverteilung eher plausibel, da in diesem Fall die Wurzelquantität mit zunehmendem Abstand zum Stamm eher abnimmt. Es ist anzunehmen, dass in den Bodenprofilen mit hohem Abstand zum Baum, Wurzeln anderer Birken versehentlich mitgezählt wurden. Ab einer Bodentiefe von 75cm wurden beinahe keine Wurzeln mehr aufgefunden (siehe Abbildung 43).

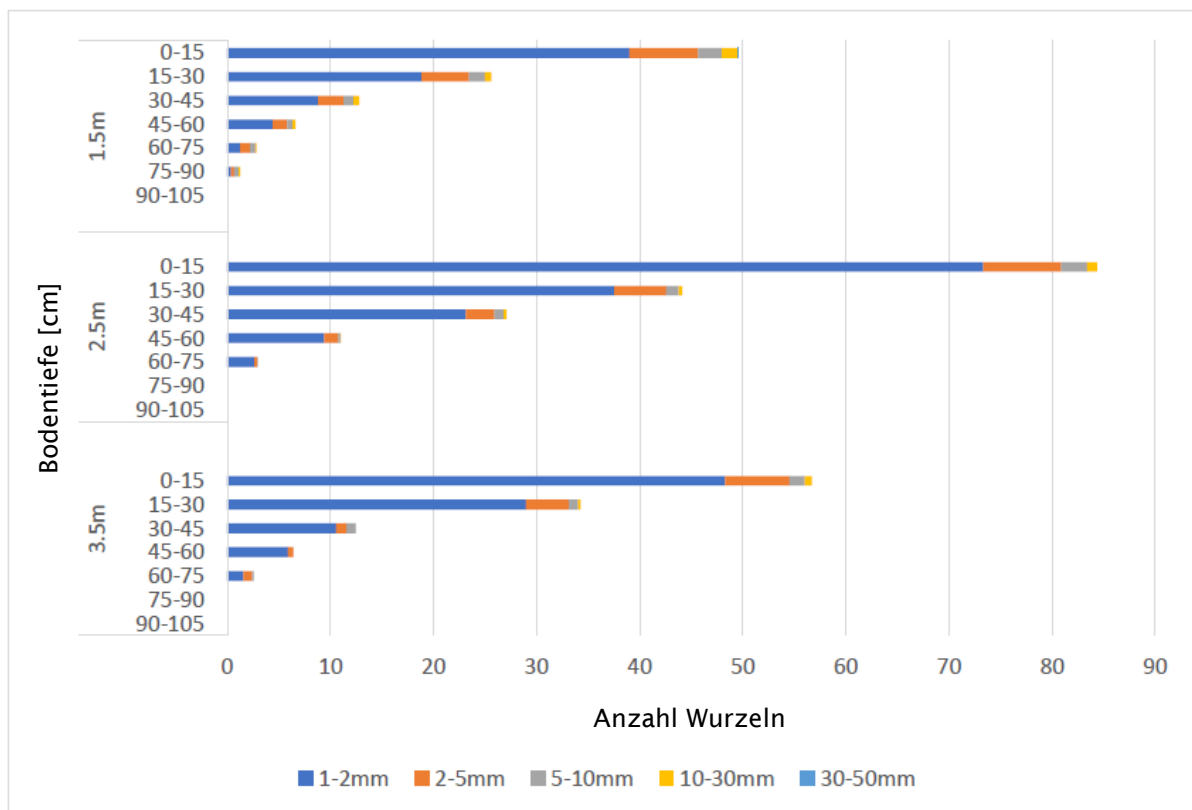


Abbildung 43: Wurzelverteilung der Hängebirke (x-Achse), unterteilt nach Stammabstand (y-Achse), Tiefenklassen (y-Achse) und Wurzel Durchmesser (Quelle: Cavalleri 2018)

Da die Birke als Pionierbaumart in der Realität kaum bestandesbildenden Charakter hat, und meist nach einer anfänglichen Dominanz, von standortsgerechten Klimaxbaumarten verdrängt wird, nehmen sie selten grössere Dimensionen als 30-40cm an. Die Abbildung 44 veranschaulicht die Wurzelverstärkung einzelner Birken. Die schwarzen Punkte wiedergeben dabei die im Feld gemessenen Werte, während die Linie eine daraus abgeleitete Modellierung der Armierungsdynamik der Birke anzeigt. Die rot-gelbe Linie dient als Vergleichshilfe für die Wurzelverstärkung einer Birke mit BHD 30cm. Es wird unterschieden zwischen Stammabstand 1.5m, 2.5m und 3.5m. Im Abstand von 1.5m zum Schaft, wird bei dieser Dimension eine Wurzelverstärkung von ca 2'500N/m erwartet. Zwei Meter weiter weg, ist noch von einer Bewehrung von ca 1'500N/m auszugehen.

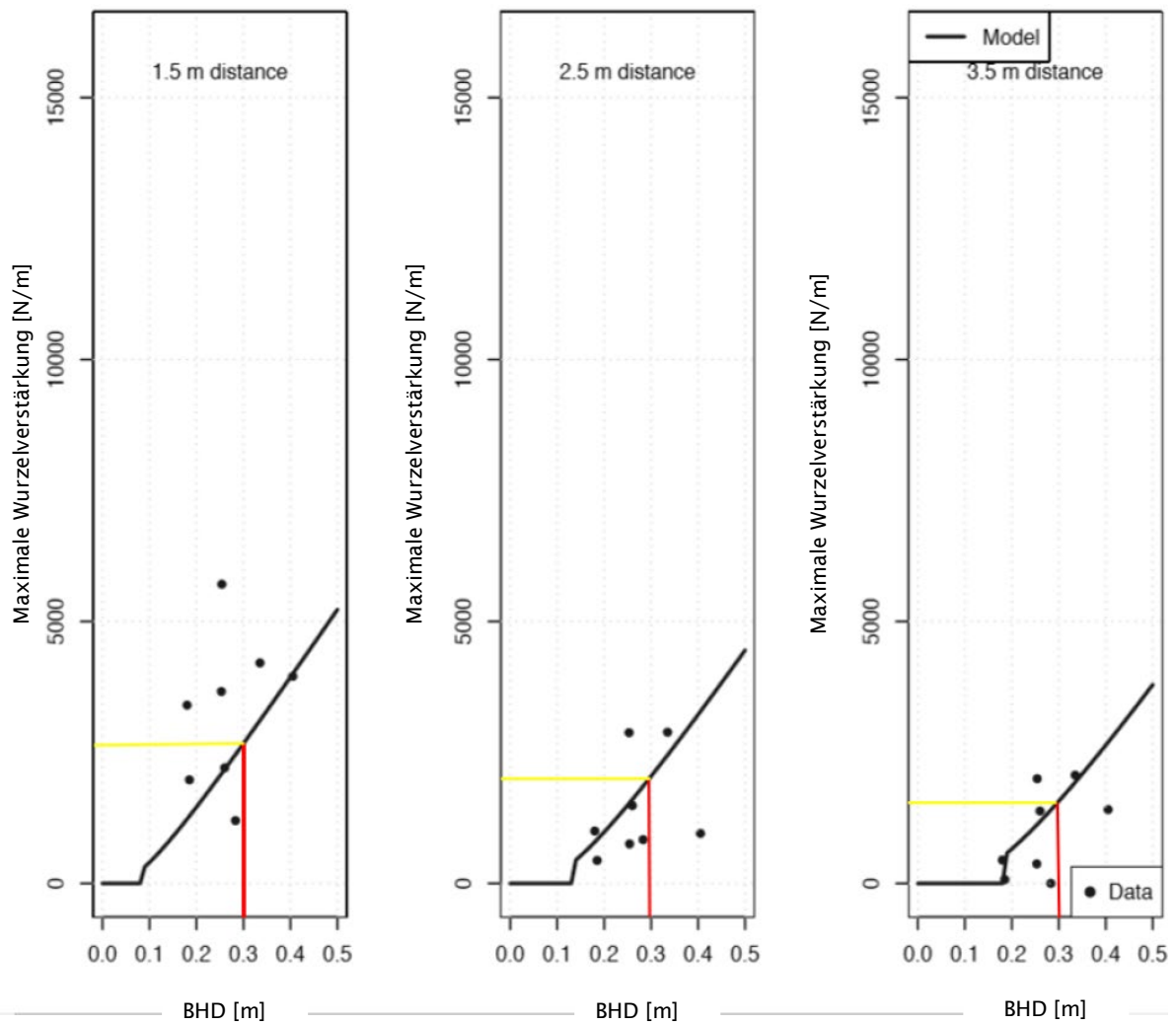


Abbildung 44: Die Entwicklung der Wurzelverstärkung einzelner Birken (y-Achse), in Abhängigkeit deren BHDs (x-Achse). (Quelle: Schmidhalter 2018)

7.3.7 Chinesischer Götterbaum (*Ailanthus altissima*)

Abbildung 45 veranschaulicht die durchschnittliche Anzahl Wurzeln entsprechend der Bodentiefe und dem Bodenprofil aller untersuchten Bäume. Die durchschnittliche vertikale Verteilung aller Prohebäume zeigt, dass innerhalb des Profils in 1.5m Abstand zum Stamm, die Mehrheit der Wurzeln in einer Bodentiefe von 15 bis 30cm liegen. Abgesehen von diesem kleinen Ausreisser, sind stets zuoberst am meisten Wurzeln vorzufinden. Die Wurzelquantität nimmt dann jeweils mit zunehmender Bodentiefe ab. Es kann festgestellt werden, dass die durchschnittliche Anzahl Wurzeln im Stammabstand 1.5m höher ist, als die Anzahl der Wurzeln des Bodenprofils im Abstand von 2.5m. Die geringste Anzahl Wurzeln befindet sich in 3.5m Abstand zum Stamm des jeweiligen Götterbaumes. Werden die Bodentiefenklassen separat analysiert, können Unterschiede in der Wurzelanzahl nachgewiesen werden. In den obersten Bodenschichten sind vor Allem die Wurzeln geringer Diameter stark vertreten, während in tieferen Lagen vermehrt dicke Wurzeln vorzufinden sind (siehe Abbildung 45) (De Boni 2017).

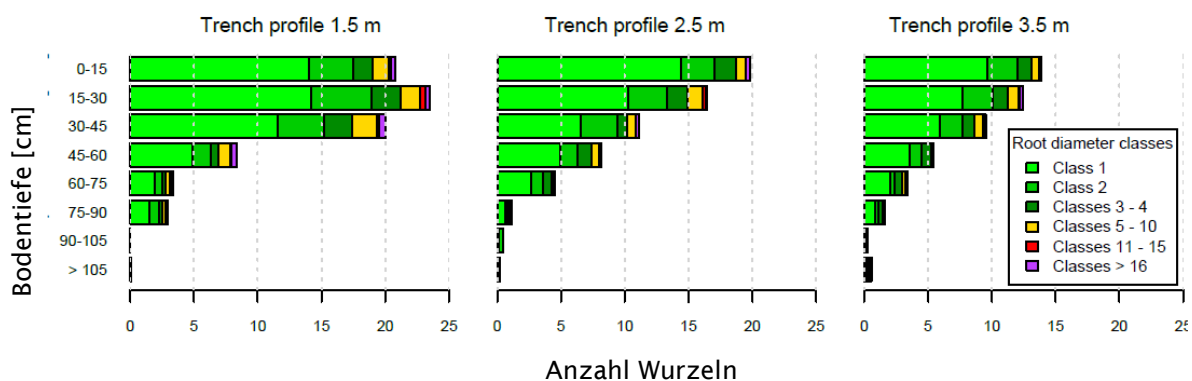


Abbildung 45: Entwicklung der Wurzelquantität (x-Achse) mit zunehmender Bodentiefe (y-Achse) und zunehmendem Stammabstand (Quelle: De Boni 2017).

Die Abbildung 46 wiedergibt die Entwicklung der maximal aufzunehmenden Zugkräfte der *Ailanthus*-Wurzeln mit zunehmendem Wurzeldurchmesser. Die Analyse der Regression dieser Daten, dargestellt durch die blaue Linie, weist auf die modellierten Werte der Wurzelverstärkung je nach Wurzeldurchmesser hin. Die mit den Feldzugversuchen gemessenen Daten von 21 Bäumen werden in Abbildung 46 mit einem blauen Punkt dargestellt. Messungen an den kleinsten Wurzeln (bis zu 2cm) haben eine geringe Variabilität und liegen daher sehr nahe an der blauen Regressionslinie. Bei größeren Durchmessern (ab 2 cm) ist die Variabilität höher. Die Verwindung der Wurzeln dieser Durchmesser könnte eine Ursache dafür sein (Gottardi 2017). Der Standardfehler der einzelnen Datenpunkte in Hinblick auf die maximale Zugkraft, beträgt 1'128N. Ab einem Wurzeldurchmesser von 1cm scheint die maximale Zugkraft fast linear mit dem zunehmendem Wurzeldurchmesser einherzugehen.

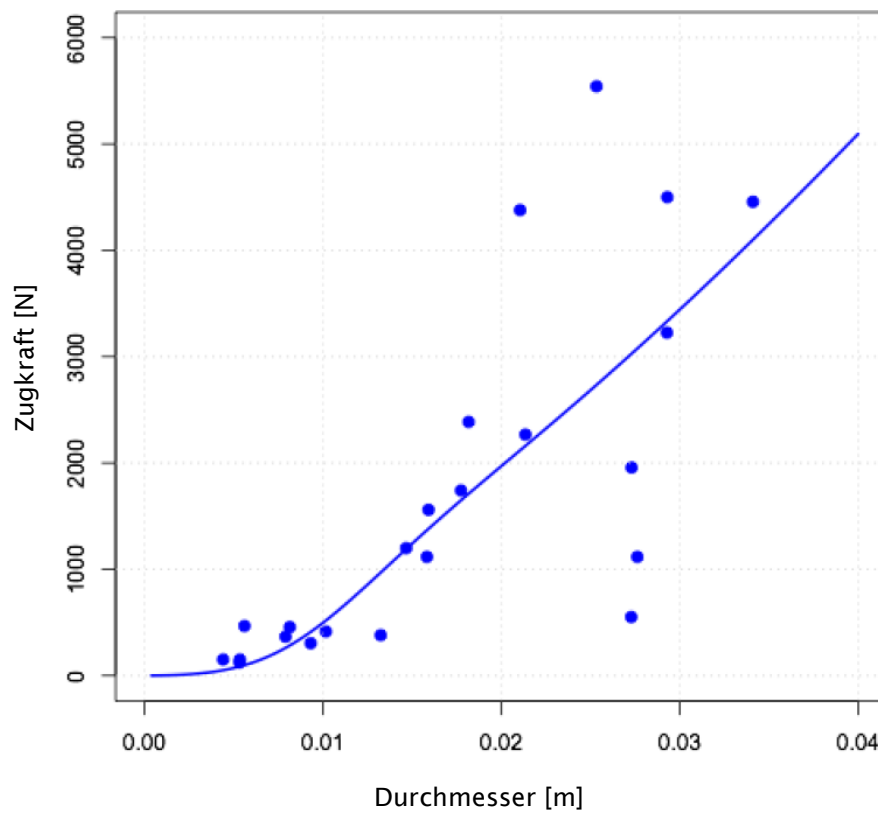


Abbildung 46: Regressionskurve der modellierten, aufzunehmenden Kräfte (y-Achse) der Götterbaumwurzeln in Abhängigkeit zum Wurzelndurchmesser (x-Achse) (Quelle: Gottardi 2017).

7.3.8 Chinesische Hanfpalme (*Trachycarpus fortunei*)

In Abbildung 47 wird die Wurzelverteilung der Hanfpalme ersichtlich. Es ist deutlich erkennbar, dass die Mehrheit der Wurzeln sehr nah am Stamm angesiedelt ist. Bereits in einem Abstand von 1m zum Stamm sind deutlich weniger Wurzeln vorhanden als noch im Abstand von 0.5m zum Schaft. Im Bodenprofil in 1.5m Abstand dezimiert sich die Wurzelquantität im Vergleich zum Profil in 1m Abstand noch einmal um über die Hälfte. In unmittelbarer Stammnähe (0.5m) sind die meisten Wurzeln in einer Bodentiefe von 15-30cm anzutreffen, gefolgt von der Tiefenklasse 30-45cm. Diese Entwicklung ist andersartig als in den Profilen, die weiter vom Stamm weg sind. Im Stammabstand von 1m hat es in zwei obersten Tiefenklassen etwa gleich viele Wurzeln, wenn auch die Durchmesserzusammensetzung nicht identisch ist. Wiederrum wenige Unterschiede gibt es bezüglich Wurzelquantität in den Tiefenklassen von 30-45cm und 45-60cm. Im Stammabstand von 1.5m sind gar in den ersten 3 Tiefenklassen ähnlich viele Wurzeln auffindbar, wenn auch auf einem tieferen Niveau (siehe Abbildung 47) (Crivelli 2018).

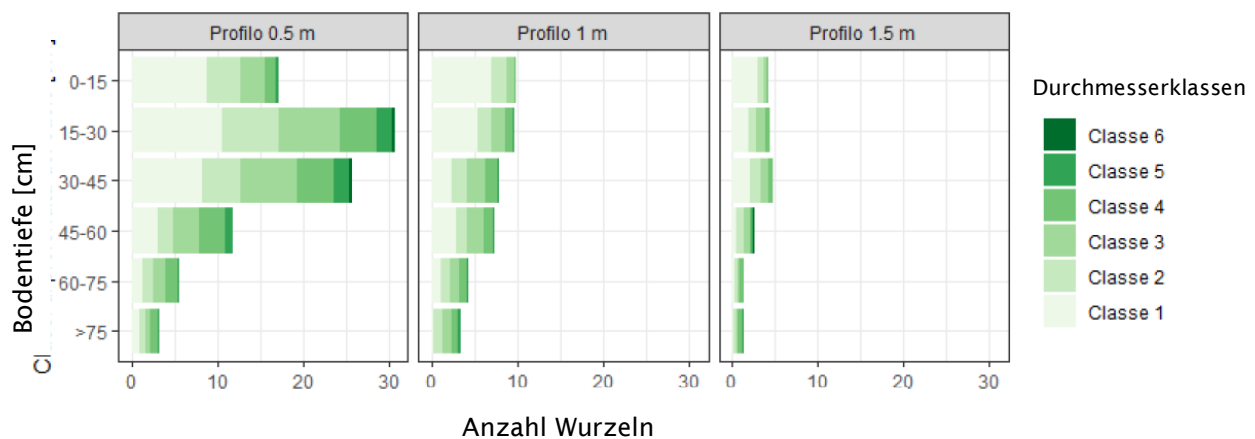


Abbildung 47: Verteilung der Wurzelquantität (x-Achse) der Hanfpalme nach Bodentiefe (y-Achse) und Stammabstand (Quelle: Crivelli 2018).

Die Abbildung 48 veranschaulicht anhand einer Regressionskurve die Dynamik der maximalen Zugkräfte der Hanfpalme bei zunehmendem BHD. Die als blaue Linie gekennzeichnete Regressionskurve unterliegt starken Schwankungen der einzelnen Punkte (siehe Abbildung 48). Auch sind kaum Wurzeln über 5mm vorhanden, was die Vorhersagesicherheit für Wurzeln höherer Diameter erschwert. Ohne die Überlebensfunktion (gestrichelte Linie) wäre die Regressionskurve linear. Die Bandbreite der gemessenen Kräfte beträgt ca. 400N. Der Wert von 43.6N entspricht dem niedrigsten Wert, der in diesem Experiment für eine Wurzel von 3.33mm Durchmesser gemessen wurde. Die stärkste Wurzel hatte einen Durchmesser von 4.98mm und versagte bei einer Krafteinwirkung von 450N. Die meisten Wurzeln mit Diameter zwischen 2 und 5mm brachen bei einer Zugkraft zwischen 100 und 200N.

Die mechanischen Eigenschaften des Wurzelsystems der Hanfpalme sind typisch für Monokotyledonen ohne radikale Verzweigung und sekundäres Wachstum (Tomlinson 1990). Die Flexibilität der Palmwurzeln, ist zum Teil auf ihre anatomische Struktur und das Fehlen einer holzigen Komponente zurückzuführen (Crivelli 2018).

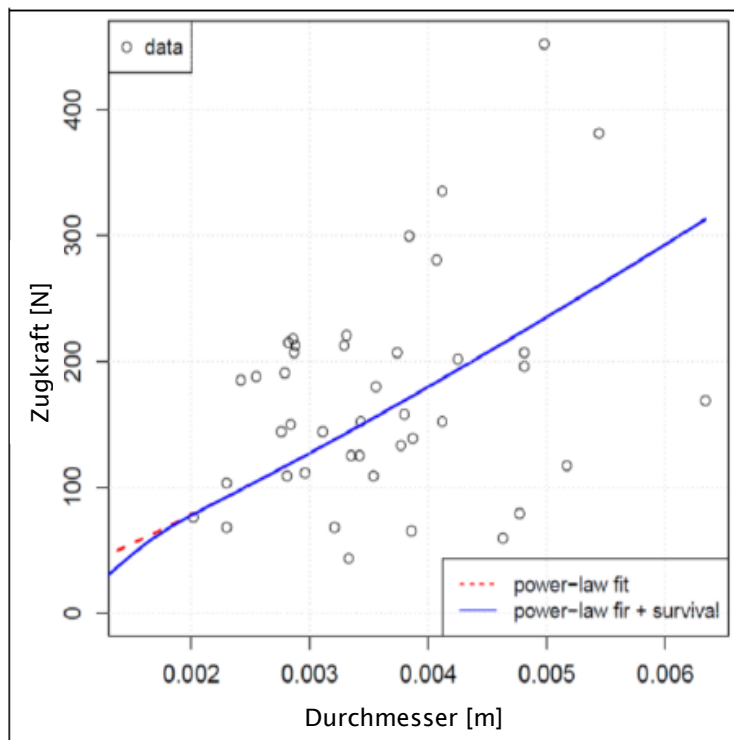


Abbildung 48: Regressionsanalyse der maximalen Zugkräfte (y-Achse) der Hanfpalme in Abhängigkeit des Wurzel durchmessers (x-Achse) (Quelle: Crivelli 2018).

Insgesamt nimmt die seitliche Verstärkung der Wurzeln mit Zunahme des BHDs der Palme zu und mit zunehmendem Abstand zum Schaft ab (siehe Abbildung 49). Das Modell ist dahingehend kritisch zu betrachten, dass die Palmen kein sekundäres Dickenwachstum generieren und somit in Realität kaum Exemplare mit einem BHD über 10-20cm existieren. Die maximal aufzunehmende Zugkraft einer Hanfpalme liegt im Stammabstand von 0.5m bei 10'000N/m. Mit zunehmendem Abstand zum Schaft nehmen diese Kräfte drastisch ab. Um in der Praxis einen Einfluss auf die Hangstabilität zu haben, müssten die Bestände der Hanfpalme somit sehr dicht sein. Um mit Stammabstand von 0.5m, eine bedeutende Wirkung erzielen zu können, wären ca. 45'000 Palmen pro Hektare nötig, was unrealistisch scheint. Bereits bei einem Endabstand von 1.5m, wären ca. 4'500 Hanfpalmen nötig.

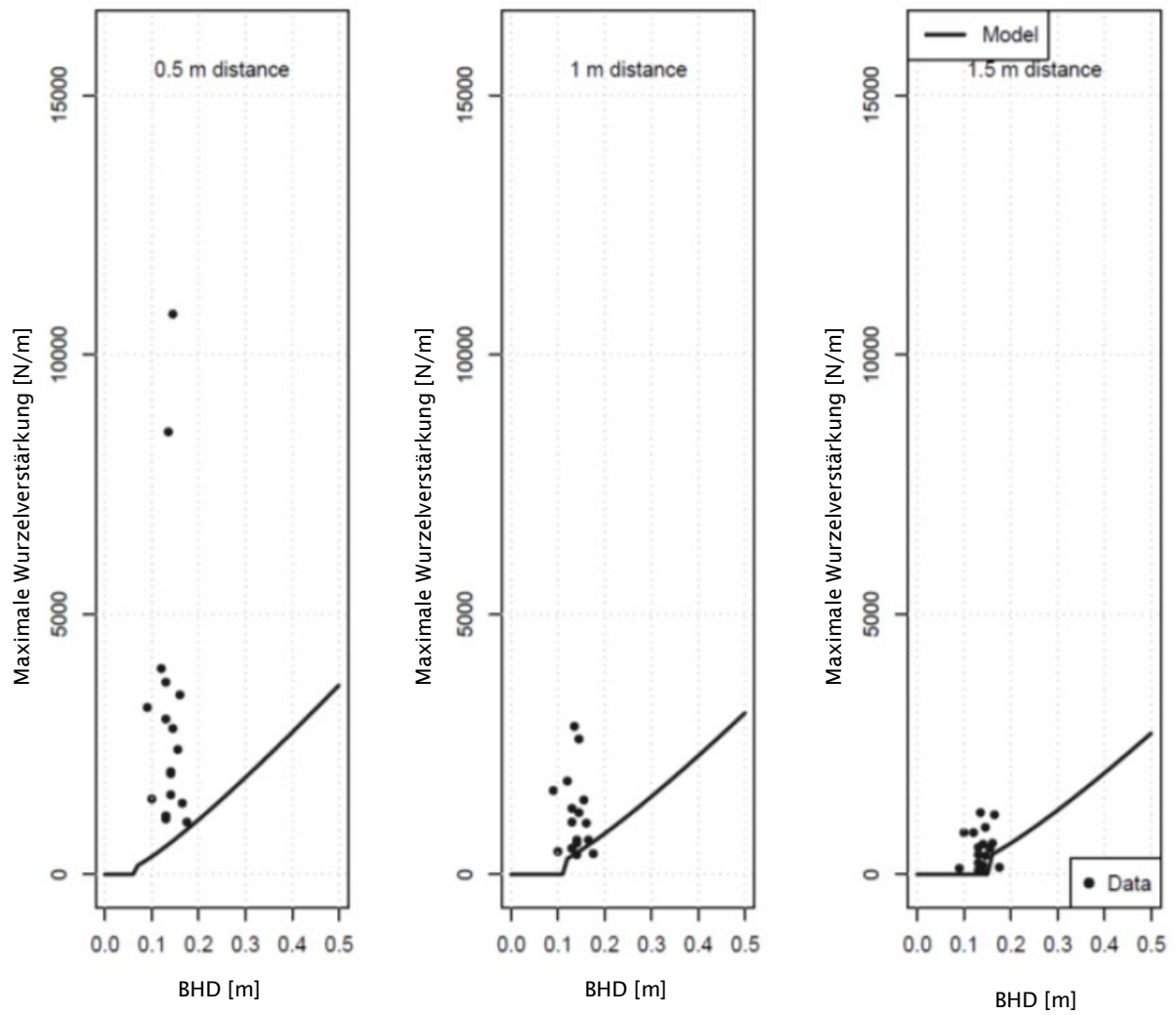


Abbildung 49: Entwicklung der Wurzelverstärkung der Hanfpalme (y-Achse) in Abhängigkeit des BHDs (x-Achse), unter Berücksichtigung des Stammabstandes (0.5m, 1 m ,1.5m) (Quelle: Crivelli 2018).

7.4 Vergleich der Wurzelverstärkung aller untersuchten Baumarten

Die neu gewonnenen Daten über die Wurzelverteilung und maximal aufnehmbaren Zugkräfte verschiedener Baumarten spielen eine wichtige Rolle, um die Wurzelverstärkung auf Wurzelsystemebene, aber auch zwischen verschiedenen Baumarten zu verstehen und bemessen zu können. In Abbildung 50 sind erstmal die Wurzelverstärkung verschiedener Baumarten, in Abhängigkeit des BHDs und des Stammabstandes dargestellt. Die Ergebnisse zeigen, dass die Buche und die Flaumeiche, von den untersuchten Baumarten, diejenigen mit der höchsten Wurzelverstärkung sind. Die Datengrundlage ist jedoch nicht für alle Baumarten gleich ergiebig. Von der Flaumeiche bestehen lediglich Daten von 3 Bäumen, von der Buche wurden 11 Bäume untersucht. Eine mittlere Wurzelarmierung ist von den Baumarten Fichte und Edelkastanie zu erwarten (siehe Abbildung 50). Hierfür wurden 13 Fichten und 25 Edelkastanien beurteilt. Die Wurzelbewehrung der Baumarten Waldföhre, Birke, Hanfpalme und Götterbaum ist geringeren Ausmasses, wobei der Götterbaum diesbezüglich Schlusslicht ist (23 Bäume).

Die modellierten Werte repräsentieren eine durchschnittliche laterale Wurzelverstärkung. So wurden auch zwischen verschiedenen Standorten keine signifikanten Unterschiede diesbezüglich nachgewiesen (bspw. Dazio et al. 2018). Zwischen den theoretischen und den gemessenen Werten besteht eine hohe Variabilität. Laufende Untersuchungen zeigen, dass das unterste 5 Perzentil der Werte innerhalb des gleichen Wurzelsystems sowie zwischen verschiedenen Wurzelwerken bei 25% der berechneten Modelresultate liegt (Giadrossich et al., in Vorbereitung).

Die Informationen über die Verteilung der lateralen Wurzelverstärkung reichen nicht aus, um eine generelle Beurteilung der stabilisierenden Wirkung zu machen. Deshalb wird die Wurzelbewehrung im folgenden Kapitel auf Bestandesniveau aufskaliert. Hierzu wird der durchschnittliche BHD innerhalb des Bestandes, sowie die Anzahl Bäume pro Hektare berücksichtigt. Weiter wird die zeitliche Entwicklung, auf den Zuwachs basierten, Wurzelverstärkung beurteilt.

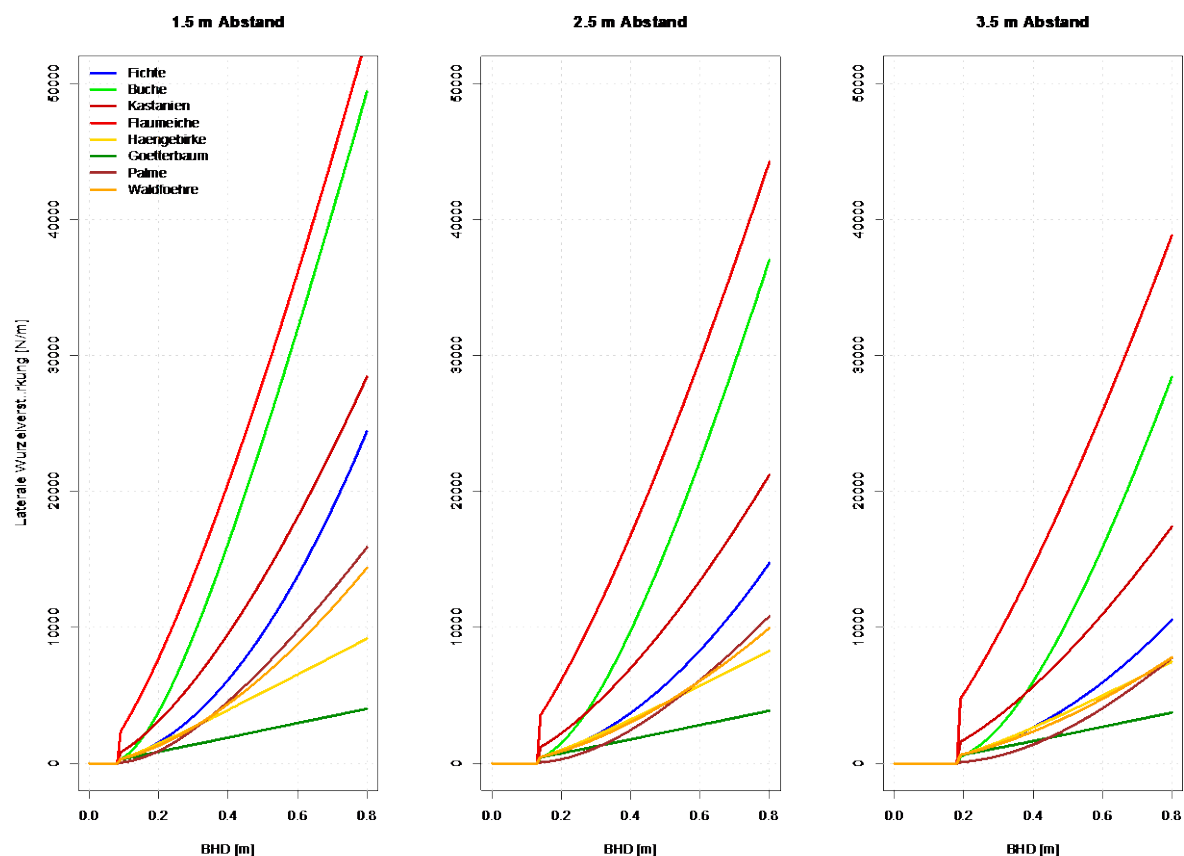


Abbildung 50: Vergleich der durchschnittlichen lateralen Wurzelverstärkung (y-Achse) der untersuchten Baumarten, in Abhängigkeit des BHDs (x-Achse) und des Stammabstandes.

8. Dynamik der Schutzwirkung auf Bestandesebene (W4)

Da wir nun die Wurzelverstärkung der jeweiligen Bäume in Abhängigkeit des BHDs und der Baumart kennen, können wir die Wurzelverstärkung auf Bestandesebene berechnen. Nötig sind dazu die beiden Parameter n/ha , also die Anzahl Bäume pro Hektare, sowie der durchschnittliche BHD des zu kalkulierenden Bestandes. Mit dem Werkzeug SlideforNET kann so die laterale und basale Wurzelverstärkung [N] ermittelt werden. Dieser Ansatz wurde in der Publikation von Gehring et al. (2019) detailliert beschrieben. Von der Wurzelverstärkung eines Bestandes können nun Rückschlüsse auf die Schutzwaldwirkung gemacht werden. Damit eine allfällige Rutschung stabilisiert wird, müssen die zurückhaltenden Kräfte, die treibenden Kräfte überwiegen. Die zurückhaltenden Kräfte sind die ermittelte Wurzelverstärkung sowie die Scherfestigkeit des Bodens. Die treibenden Kräfte bestehen hauptsächlich aus dem Gewicht des Bodens in Zusammenhang mit der Hangneigung (siehe Abbildung 51). Der Anteil der Rutschungen die durch die Wurzelverstärkung stabilisiert worden sind, gemessen an der Anzahl Rutschungen die ohne Wald ausgebrochen wären, wird als Schutzwaldwirkung bezeichnet.

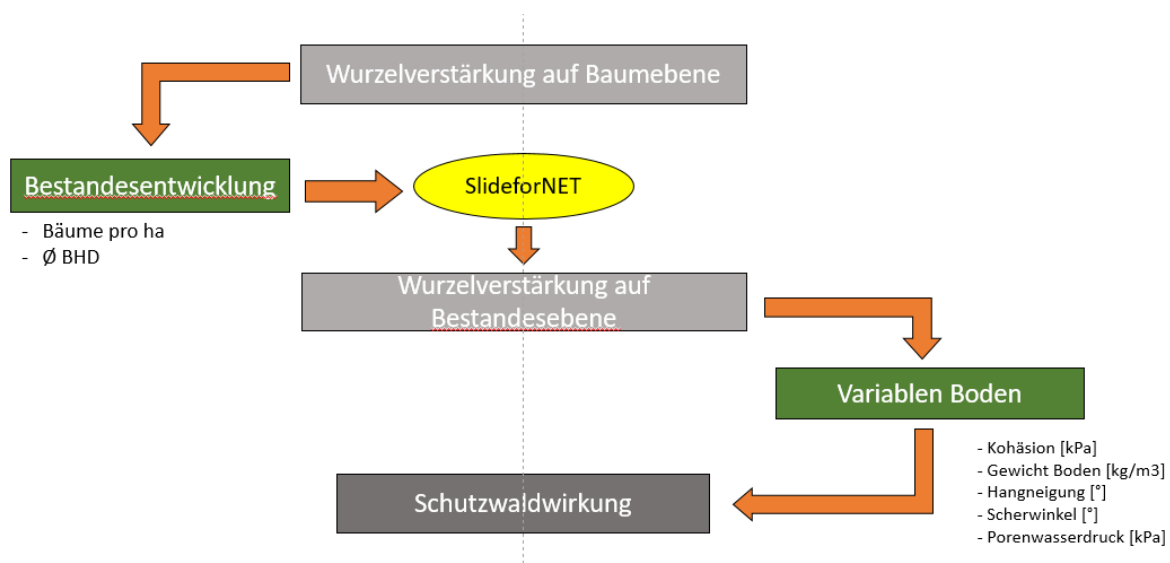


Abbildung 51: Methodenübersicht von der Wurzelverstärkung auf Baumebene bis zur Ermittlung der Schutzwaldwirkung

Anhand der Daten, der jeweils von einer Baumart dominierten Bestände, werden im folgenden Kapitel verschiedene Aspekte der Schutzwirkung nach Waldbrand diskutiert. Nachstehend wird ein Überblick dieser Aspekte gegeben:

- **Fichte:** (1) **Anwendung von LFI-Daten** für die Berechnung der zeitlichen Entwicklung der Wurzelverstärkung,
- **Buche:** (1) Effekte von **verschiedenen Waldbrandintensitäten** auf die zeitliche Entwicklung der Wurzelverstärkung, (2) Berechnung der **Wurzelverstärkungswirkung auf die Hangstabilität**.
- **Edelkastanie:** (1) Zeitliche Entwicklung der **Wurzelverstärkung je nach Bewirtschaftung** (ausgedünnte Niederwälder, nicht bewirtschaftete Niederwälder, Altbestände), (2) Effekte **verschiedener Waldbrandintensitäten** auf die Erholung der Wurzelverstärkung im Niederwald.
- **Flaumeiche:** (1) **Abnahme der Wurzelverstärkung** nach Waldbrand.
- **Waldföhre:** (1) **Abnahme der Wurzelverstärkung** nach Waldbrand.
- **Hängebirke:** (1) Wirkung von **Pionierbaumarten** auf die Dynamik der Wurzelverstärkung.
- **Götterbaum:** (1) Wirkung von Pionierbaumarten und **invasiven Neophyten** auf die zeitliche Entwicklung der Wurzelverstärkung.
- **Palme:** (1) Wirkung **invasiver Neophyten** auf den Entwicklungsverlauf der Wurzelverstärkung.

8.1 Dynamik der Wurzelverstärkung je nach Baumart

Aus den LFI Daten der Landesforstinventare 1 bis 4 wurden insgesamt 265'809 Bäume in 20'492 Beständen berücksichtigt. Die Bäume wurden den einzelnen Beständen zugeordnet. Um diese Daten in das SlideforNET integrieren zu können und eine Aussage über das Verhalten einzelner Baumarten treffen zu können, wurden nur jene Bestände berücksichtigt, in denen die dominierende Baumart mindestens 80% der Grundfläche des Bestandes ausmacht. Dies wurde für folgende Baumarten umgesetzt: Fichte, Buche, Edelkastanie, Flaumeiche, Waldföhre, Götterbaum, Hängebirke und Esche. Da für die Esche, und den Götterbaum zu wenige Bestände diese Bedingung erfüllten, wurden diese Baumarten bei der LFI-Analyse nicht weiter berücksichtigt. Für die Kalibrierung der Wurzelverteilungs- und Wurzelverstärkungsmodelle sind Stammzahl pro Hektare eines jeden Bestandes, sowie der durchschnittliche BHD der sich darin befindenden Bäume relevant. Total wurden so 3716 Fichtenbestände, 819 Buchenbestände, 184 von der Edelkastanie dominierte Bestände, 12 Flaumeichenbestände, 164 Waldföhrenbestände und 99 birkendominierte Bestände berücksichtigt.

8.1.1 Fichte (*Picea abies*)

Die Abbildung 49 veranschaulicht die räumliche Verteilung der 2716, aus LFI-Daten extrahierten Fichtenbestände.

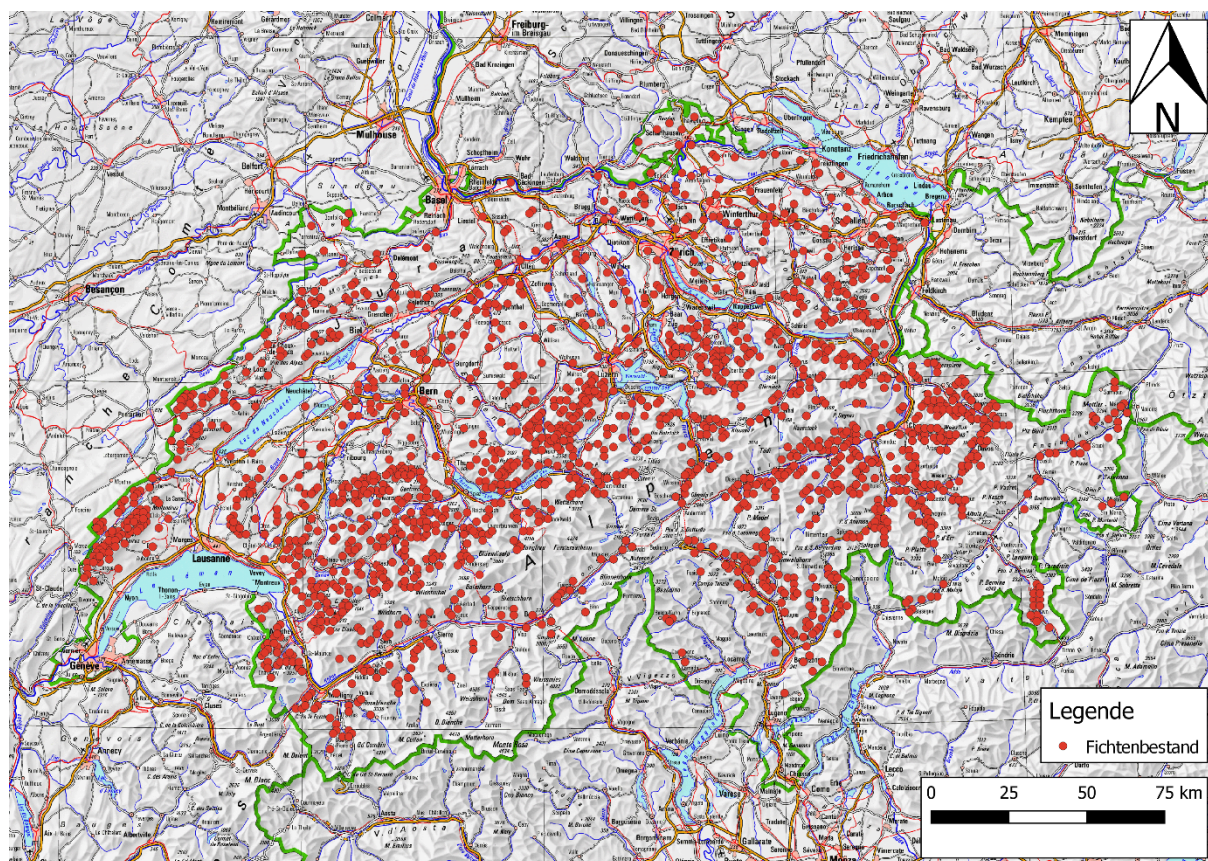


Abbildung 52: Standorte der berücksichtigten Fichtenbestände aus LFI-Daten. (Quelle: Swisstopo 2019, verändert von Flepp 2019).

Die Abbildung 53 beschreibt das Verhältnis von durchschnittlichem BHD und Stammzahl pro Hektare für die Fichte. Der logarithmisch dargestellte Plot beinhaltet 3716 Punkte aus der LFI-Analyse (siehe Abbildung 52). Davon stammen 1487 aus LFI1, 904 aus LFI2, 794 aus LFI3 und 531

aus LFI4. Der Standardfehler der Residuen dieser LFI-Datenpunkte beträgt 0.853. Die Grafik wurde mit 1609 Datenpunkten aus Vacchiano et al. (2013) erweitert. Diese Daten wurden in Bulgarien, Deutschland, Frankreich, Italien, Rumänien und Tschechien erhoben. Im Reinekes-Plot wurde die Kurve der maximalen Bestandesdichte nach Schütz und Zingg (2010) integriert. Die daraus resultierende Formel $\log(n/ha + 1) = 5.94949 (p < 0.001) + (1.0 (p < 0.1) * \log(BHD)) + (0.29984 (p < 0.001) * \log(BHD)^2)$ hilft Vorhersagen über die mögliche Wurzelverstärkung zu treffen. Die Abbildung 54 beschreibt die Zunahme der lateralen Wurzelverstärkung (IW) mit zunehmendem BHD. Das durch die Linie in Abbildung 54 visualisierte Modell mit Formel $IW = 14.71847 (p < 0.001) * BHD^{1.03113} (p < 0.001)$, weist einen Standardfehler von 1.469 auf. Die gestrichelten Linien beschreiben das 90%ige Vorhersageintervall. Abbildung 55 veranschaulicht die basale Wurzelverstärkung in Abhängigkeit des BHDs. Diese Wurzelbewehrung in vertikaler Richtung wird für potenzielle Rutschungen in einer Tiefe von 0.5m, 1m und 1.5m kalkuliert. Da die Fichte ein flaches Wurzelsystem besitzt, ist ab einer Tiefe von 1m keine basale Wurzelverstärkung zu erwarten. Um die Entwicklung der Wurzelverstärkung und damit einhergehend der Schutzwaldwirkung einschätzen zu können ist der Zuwachs der Fichten, je nach Situation entscheidend (siehe Abbildung 56). Die Abbildung 59 beschreibt die Dynamik der lateralen Wurzelverstärkung mit der Zeit. Dies beschreibt somit die Schutzwaldsukzession der Fichte nach einer Störung. Die Abbildung 59 beinhaltet wiederum eine Regressionslinie und das 90% Vorhersageintervall. Die untere Vorhersagelinie entspricht einer Fichte auf einem sehr schlecht wachsenden Standort, wie sie beispielsweise in hohen Lagen der subalpinen Höhenstufe oder in gewissen Sonderwaldstandorten anzutreffen sind. Die obere Vorhersagelinie entspricht einem sehr wüchsigen Standort (vgl. Abbildung 54 und Abbildung 59).

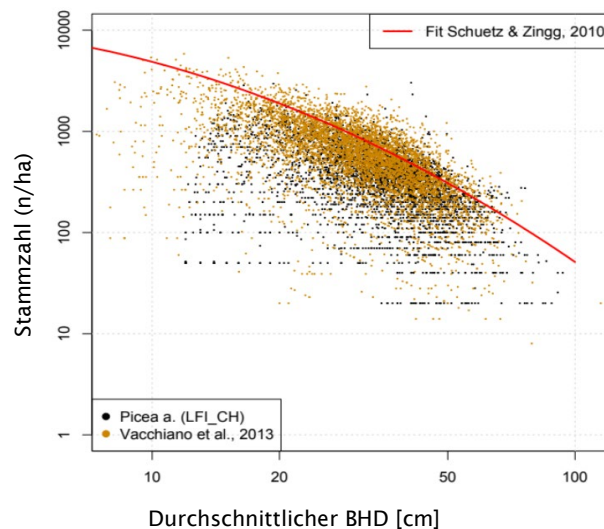


Abbildung 53: Reinekes Plot des Verhältnisses von durchschnittlichem BHD (x-Achse) und Stammzahl pro Hektare (y-Achse) der Fichte. Genutzt wurden die ausgewerteten LFI-Daten sowie Daten aus Vacchiano et al. 2013. Die nicht lineare Regressionskurve stammt aus Schütz und Zingg 2010.

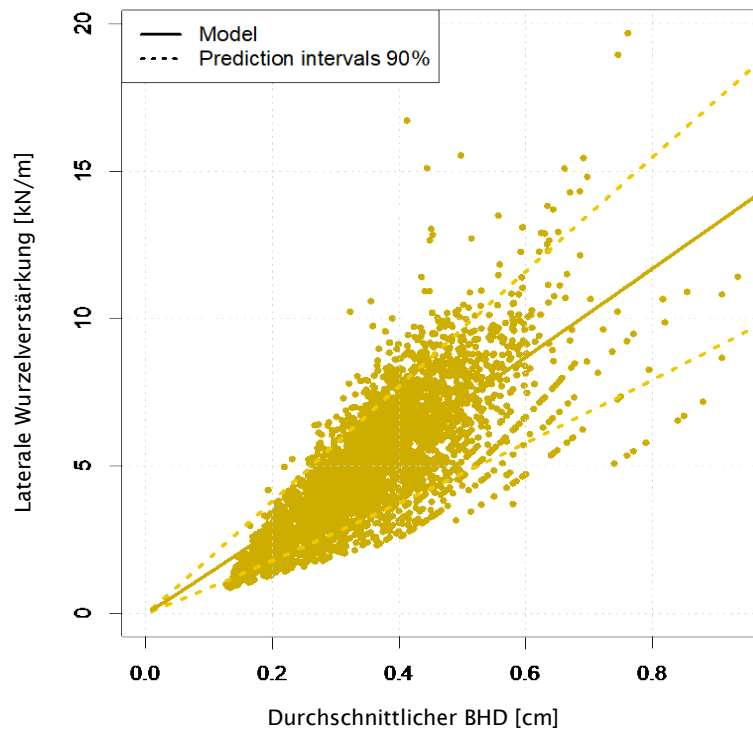


Abbildung 54: Beziehung zwischen durchschnittlichem BHD der Fichte auf der x-Achse und derer lateraler Wurzelverstärkung auf der y-Achse. Die durchgehende Linie veranschaulicht das, aus den Daten extrapolierte Modell. Die gestrichelten Linien kennzeichnen das obere und untere 5Perzentil der Daten.

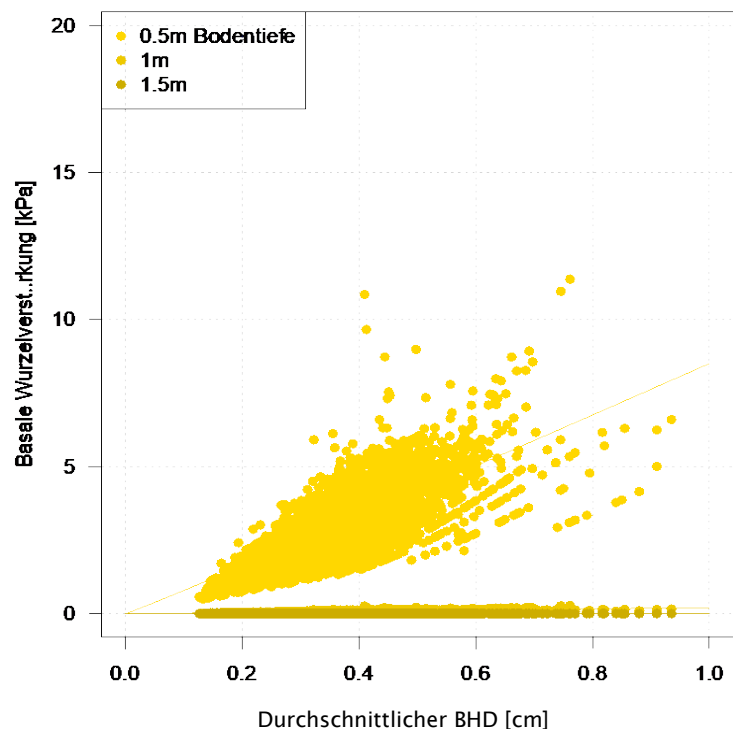


Abbildung 55: basale Wurzelverstärkung in Fichtenbeständen (y-Achse), in Abhängigkeit der Rutschungstiefe und des durchschnittlichen BHDs (x-Achse). Die gelben Punkte stehen für das Modell für eine Bodentiefe von 0.5m, die hell-orangen, für eine Bodentiefe von 1m und die ockerfarbenen Punkte kennzeichnen das Modell für Bodentiefe 1.5m.

Bei der Fichte wurden insgesamt 14620 Bäume ausgewertet (siehe Tabelle 11). Davon waren 3143 auf der subalpinen Höhenstufe, also über 1600m.ü.M (siehe Abbildung 57). Zur Berechnung des Zuwachses wurden die Dimensionsdaten von zwei LFI-Kampagnen (LFI1 und LFI3) unter

Berücksichtigung der zeitlichen Differenz analysiert. Der Koeffizient «Interzept» der linearen Regression beschreibt den jährlichen Zuwachs. Der Koeffizient der «Steigung» dieser Regression hat immer Werte nahe Null (siehe Tabelle 11), was bedeutet, dass es keinen Zusammenhang zwischen Wachstum und BHD gibt.

Bei der Höhenklasse «subalpin» wurde ein mittlerer jährlicher Dickenzuwachs von 0.237cm ermittelt (siehe Abbildung 56). Dessen p-Wert beträgt 2×10^{-16} . Der Standardfehler bemisst 0.0066. Der R2-Wert der Residuen beträgt 0.012 und der Standardfehler der Residuen beträgt 0.1527 (siehe Tabelle 11).

In der Klasse hochmontan mit 5086 Fichten (siehe Abbildung 57) beträgt der mittlere jährliche BHD-Zuwachs 0.292cm (siehe Abbildung 56). Der Standardfehler liegt bei 0.007. Der R2-Wert der Residuen beträgt 0.008. Der Standardfehler der Residuen liegt bei 0.1951 (siehe Tabelle 11).

Auf der Höhenstufe ober-/untermontan sind 3680 Fichten (siehe Abbildung 57) berücksichtigt worden. Dessen mittlerer Zuwachs beträgt 0.364cm pro Jahr (siehe Abbildung 56). Der Standardfehler liegt bei 0.0009. Der R2-Wert der Residuen beträgt 0.003. Der Standardfehler der Residuen entspricht 0.22 (siehe Tabelle 11).

In der niedrigsten Höhenstufe, also submontan/kollin mit 2711 Fichten (siehe Abbildung 57), nimmt der BHD pro Jahr um durchschnittlich 0.505cm zu (siehe Abbildung 56). Dessen p-Wert beträgt 2×10^{-16} , der Standardfehler bemisst 0.012. Der R2-Wert der Residuen beträgt 0.004. Der Standardfehler der Residuen entspricht 0.239. Der p-Wert der Residuen liegt bei 0.001 (siehe Tabelle 11).

Tabelle 11: Koeffizienten der linearen Regressionen des jährlichen Wachstums der Fichte für verschiedene Höhenstufen. Die Zahl in der Klammer, bezeichnet die Anzahl ausgewerteter Bäume aus der LFI Daten. Steigung und Interzept sind die zwei Koeffizienten der linearen Regression.

Fichte (14620)		Steigung	Intercept
subalpin (3143)	Wert	0.001	0.237
	p-Wert	9.091×10^{-10}	2×10^{-16}
	Standardfehler	0.00018	0.0066
hochmontan (5086)	Wert	0.001	0.292
	p-Wert	3.11×10^{-10}	2×10^{-16}
	Standardfehler	0.00018	0.0070
ober-/untermontan (3680)	Wert	0.0008	0.364
	p-Wert	0.0009	2×10^{-16}
	Standardfehler	0.0002	0.0009
submontan/kollin (2711)	Wert	- 0.004	0.505
	p-Wert	0.001	2×10^{-16}
	Standardfehler	0.003	0.012

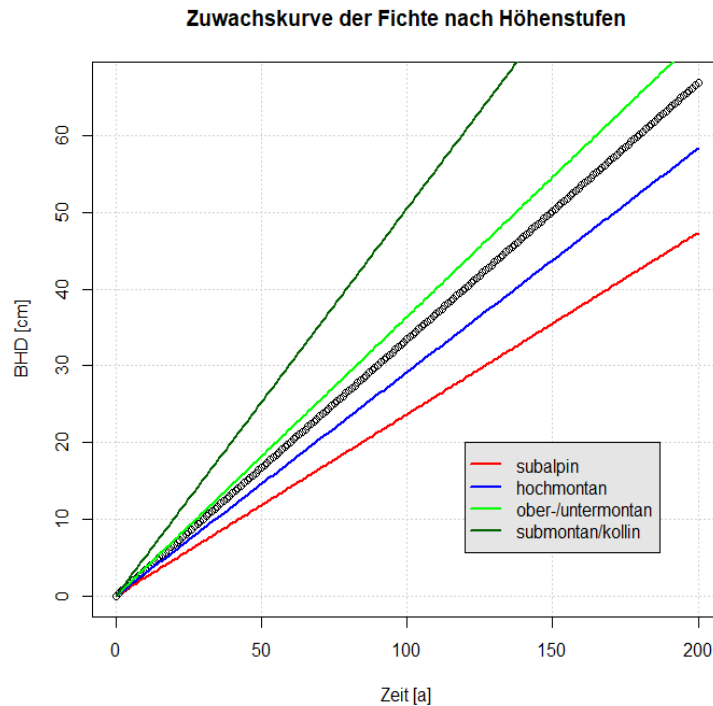


Abbildung 56: Zuwachskurven der Fichte. Die Zuwachskoeffizienten sind für subalpin 0.2368 (rot), hochmontan 0.2917 (blau), ober-/untermontan 0.3640 (hellgrün) und submontan/kollin 0.5054 (dunkelgrün). Die dicke schwarze Linie steht für das Mittel aus allen Höhenstufen. Die x-Achse steht für die Zeit während die y-Achse den BHD kennzeichnet.

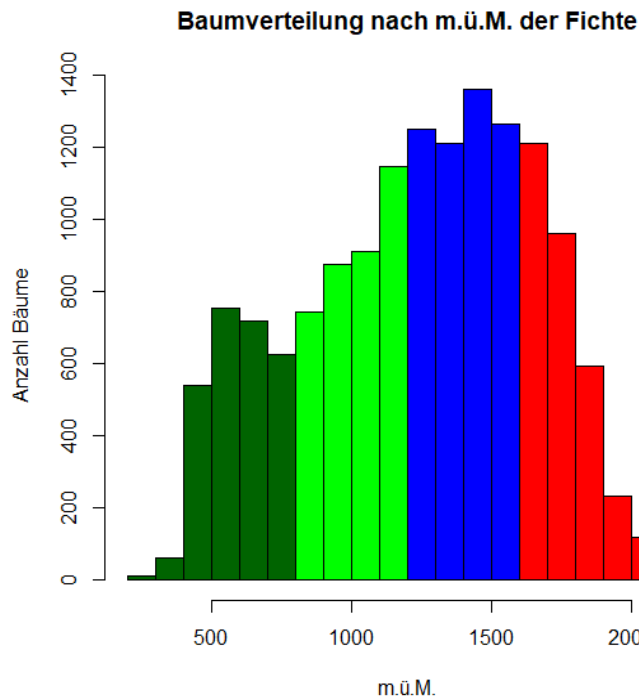


Abbildung 57: Höhenstufenverteilung der 14620 analysierten Fichten. Rot steht für subalpin, blau für hochmontan, grün bezeichnet die Bäume der Höhenstufe ober-/untermontan und dunkelgrün steht für submontan/kollin (vgl. Tabelle 11). Die x-Achse steht für die Höhe über Meer und die y-Achse beschreibt die Anzahl Bäume.

In der Abbildung 58 werden die Ergebnisse der LFI-Zuwachsanalyse für die Fichte mit der Ertragstafel des Grundflächen-Mittelstammes (WSL 1983b) verglichen. Obschon es nicht unproblematisch ist, den Zuwachs auf die Dimensionsänderung des BHDs zu gründen, da der Dickenzuwachs mitunter stark von der sozialen Stellung eines Baumes im Bestand abhängt, scheinen die Ergebnisse sich nicht Grundsätzlich von denen der Ertragstafel zu unterscheiden. Auffallend ist, dass die Steigung der Bonitätskurven der Ertragstafel etwas steiler sind als bei der durchgeführten LFI-Analyse. So entspricht die Dimension des BHDs der Fichte auf subalpiner Höhenstufe (rot) im Alter 50 Jahre, einer Bonität von 14. Im Alter 100 Jahre jedoch, stimmt der Durchmesser der subalpinen Fichten mit einer 12er Bonität überein. Ähnlich verhält es sich auch bei den Fichten auf hochmontaner Stufe (blau). Nach 50 Jahren entspricht der ermittelte Brusthöhendurchmesser einer Bonität von 16. Weitere 50 Jahre später, ist der durchschnittliche Durchmesser der hochmontanen Fichten bei einer Bonität von 14. Diese Entwicklung scheint auf den niederen Höhenstufen weniger ausgeprägt zu sein. Die LFI-Daten auf ober-/untermontaner Stufe (hellgrün) entsprechen nach 50 Jahren einer Bonität von 20. Nach 100 Jahren ist es etwa einer 19er Bonität. In der Höhenstufe submontan/kollin (grün) scheint der kalkulierte Zuwachs aus den LFI-Daten sowohl zum Zeitpunkt 50 Jahre als auch zum Zeitpunkt 100 Jahre einer Bonität von 26 zu entsprechen (siehe Abbildung 58).

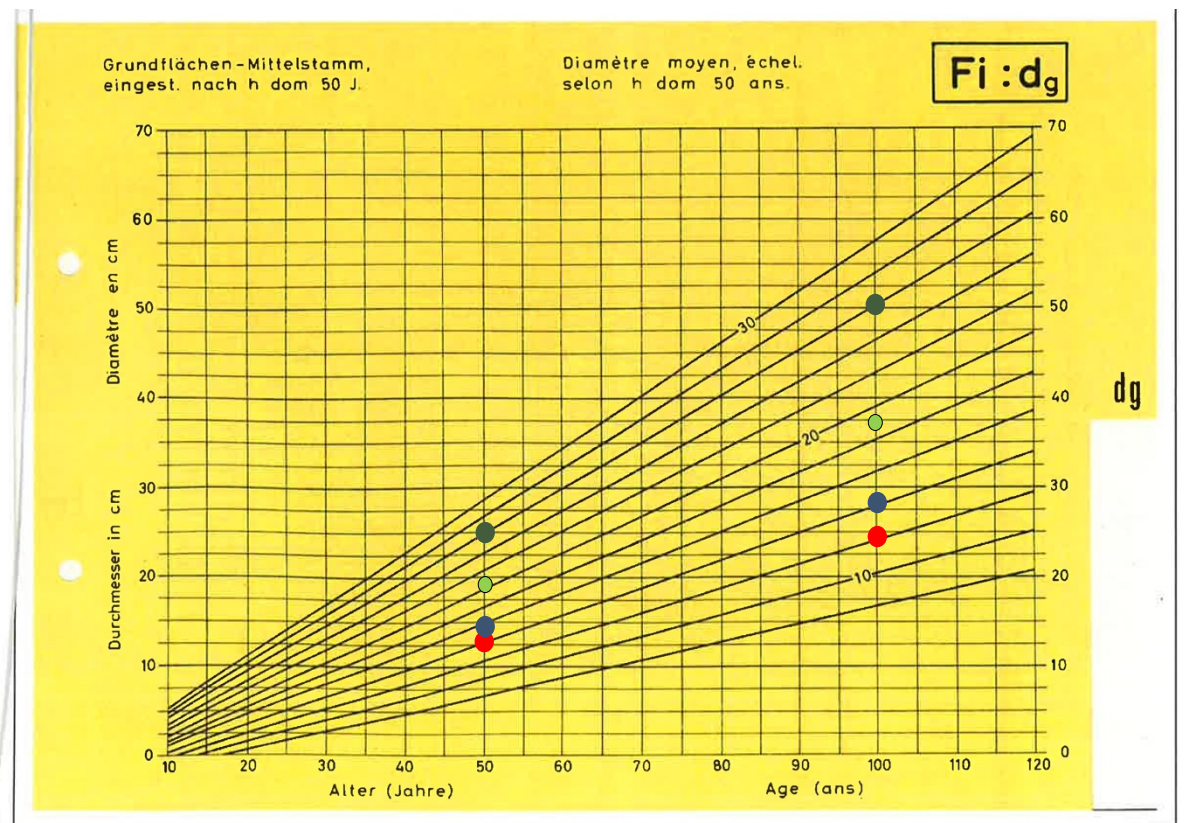


Abbildung 58: Vergleich der Zuwächse des Grundflächen-Mittelstammes (dg) der Fichte gemäss der Ertragstafel der WSL (WSL 1983a) mit Integration der ermittelten BHD-Zuwächsen aus den LFI-Daten. Die roten Punkte stehen für die subalpine Höhenstufe, blau für hochmontan, hellgrün ober-/untermontan und dunkelgrün steht für die Höhenstufe submontan/kollin.

Die Zuwachsdaten sind wesentlich, um die Wurzelverstärkungsdynamik der analysierten LFI-Bestände zu ermitteln. Diese Informationen erlauben eine langfristige Schätzung der Wurzelverstärkung, was nur mit den Daten der Fallstudien nicht realisierbar gewesen wäre. Die Elemente in Abbildung 59 veranschaulichen das Alter der einzelnen Bestände und deren laterale Wurzelverstärkung. Das Modell ergibt eine Annahme der Wurzelverstärkungszunahme mit der Zeit. Die gestreiften Linien deuten auf das 90%ige Vorhersageintervall hin. Somit beschreibt die obere gestrichelte Linie (oberstes 5 Perzentil) die optimale Entwicklung mit der Zeit und die, auf das untere 5% Perzentil hindeutende, gestrichelte Linie auf die minimale Entwicklung. So kann im optimalen Fall die Wurzelverstärkung nach 200 Jahren bei fast 20kN/m liegen, während sie im schlechtesten Fall, bei gleichem Bestandesalter weniger als 5kN/m beträgt. In jedem Fall ist erst etwa 40 Jahre nach einer Störung von einem Einfluss des Wurzelsystems auf die Hangstabilität auszugehen. Bei einer zeitlich-verzögerten Ansamung verlängert sich dieser Zeitraum dementsprechend.

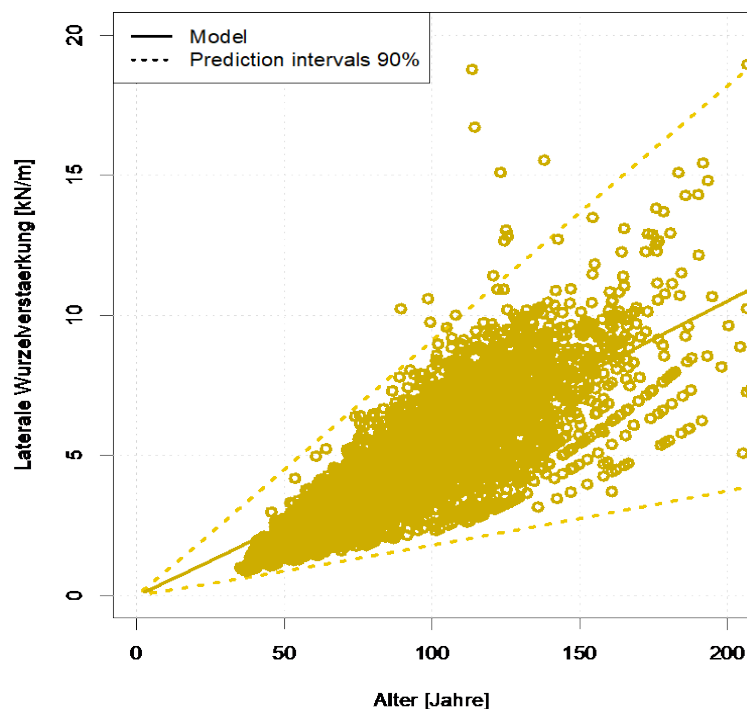


Abbildung 59: Entwicklung der lateralen Wurzelverstärkung mit der Zeit in Fichtenbeständen. Die durchgehende Linie steht für das erarbeitete Modell, die gestrichelten Linien weisen auf das 90%ige Vorhersageintervall hin. Die y-Achse steht für die laterale Wurzelverstärkung während die x-Achse das Baumalter beschreibt.

Dank der Implementierung aller, in diesem Projekt gewonnenen Erkenntnisse, ist es möglich die mittelfristige Entwicklung der Wurzelverstärkung (bis 60 Jahre nach der Störung) bestimmt darzustellen. Die Abbildung 60 veranschaulicht die konzeptuelle zeitliche Entwicklung der lateralen Wurzelverstärkung in subalpinen Fichtenbeständen. Als Grundlage dafür dienen die Ergebnisse der empirischen Untersuchungen in der Waldbrandfläche «Müstair». Die Messungen bestätigen die Erkenntnisse aus Vergani et al. (2016), welche eine rasche Abnahme der Wurzelbewehrung nach dem Ereignis aufzeigt. Auch 35 Jahre nach dem Waldbrand ist auf dieser Höhe noch keine Wurzelverstärkung messbar. Diese steigt je nach Situation erst 40-60 Jahre nach der Störung wieder bedeutend an. Da die Untersuchungsfläche bei Müstair auf einer Meereshöhe zwischen 1900 und 2100m.ü.M. ist, kann davon ausgegangen werden, dass die Entwicklung auf einer Höhe von 1600-1700m.ü.M. schneller von statten geht. Diese Entwicklung passt zu den Resultaten aus der LFI-Studie. Erst im fortgeschrittenen Bestandesalter (100 bis 200 Jahre) ist in diesen Lagen eine Wurzelverstärkung von 5 – 20kN/m anzunehmen. Ein Beitrag der Pionierbaumarten ist sicher vorhanden. Allerdings bleibt dieser im geringen Rahmen (<2kN/m) und wird rasch (nach etwa 20 Jahren) durch den Beitrag der Fichte abgelöst

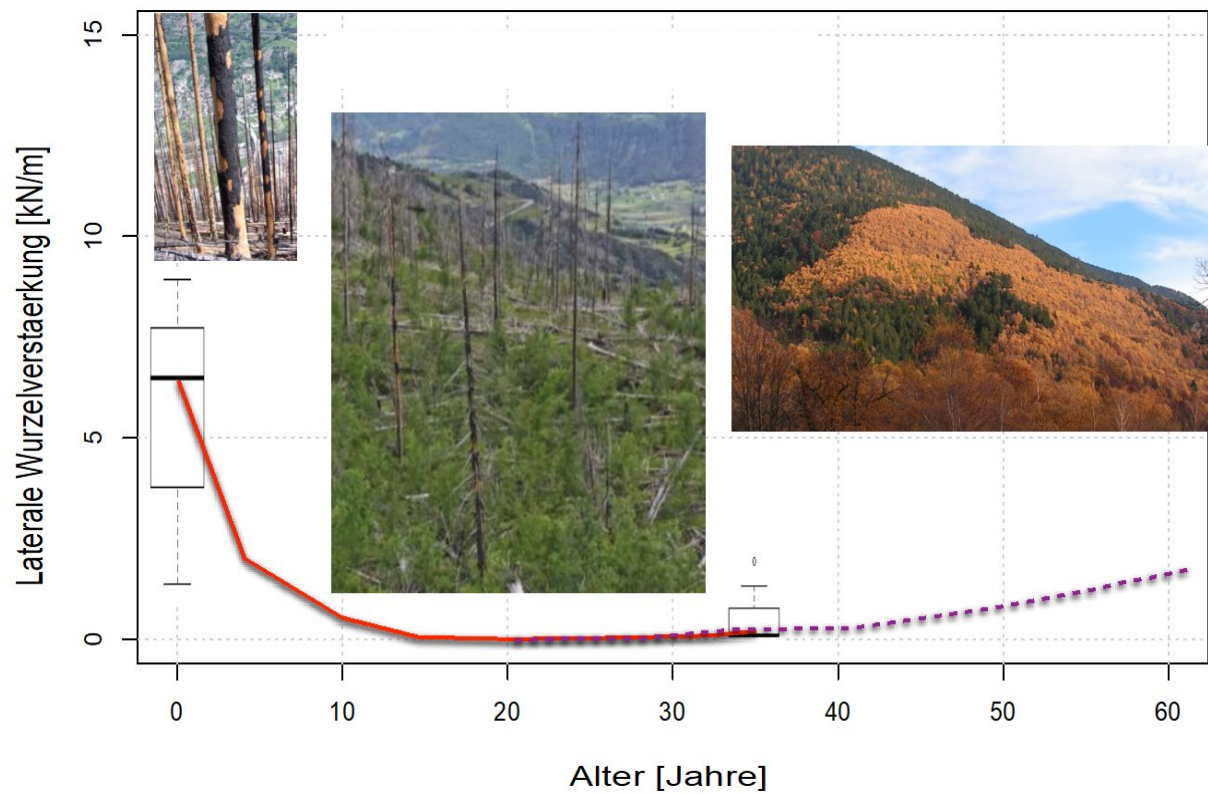


Abbildung 60: Entwicklung der lateralen Wurzelverstaerkung der Fichte im subalpinen Fichtenwald (y-Achse) der Waldbrandflaeche Müstair mit der Zeit (x-Achse). (Quelle: Flepp 2018)

8.1.2 Buche (*Fagus sylvatica*)

Um die Dynamik der Wurzelverstärkung der Buche, 35 Jahre nach Waldbrand zu ermitteln, wurde ein Datensatz bezüglich Bestandesdynamik der Buche aus Maringer et al. 2012) verwendet. Die Bestände wurden unter den folgenden Kriterien gewählt: Aus der Schweizer Waldbranddatenbank "Swissfire" (Pezzatti et al. 2010) und dem italienischen "inventario nazionale delle foreste e dei serbatoi di Carbonio" (Tabacchi und Gasparini 2011), wurden Waldbrandflächen welche weniger als 45 Jahre alt sind, ausgewählt. Berücksichtigt wurden 35 Untersuchungsgebiete welche (1) von der Buche (*Fagus sylvatica*) dominiert sind (Stammzahl > 95%), (2) eine Waldbrandfläche von über 0.25 ha beinhalten und (3) keine Zeichen von Beweidung oder Pflanzung nach dem Waldbrand aufweisen. Auf jeder Untersuchungsfläche wurde mindestens ein Plot mit einer Grösse von 200 m² eingerichtet. Herangezogen wurden alle Bäume mit einem BHD über 8cm und einer Höhe über 2m. Wo immer möglich wurden in einem nicht verbrannten Waldgebiet Kontrollplots eingerichtet. Schliesslich wurden alle Bestände nach Waldbrandintensität gemäss Maringer et al. 2012) klassifiziert (siehe Abbildung 61). Die Methode und Resultate der Berechnungen sind in Gehring et al. (2019) publiziert.

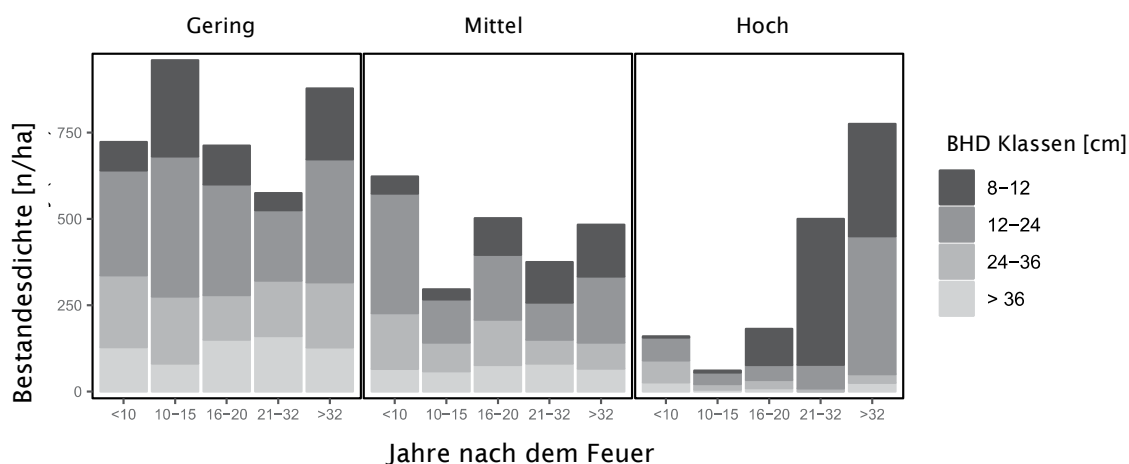


Abbildung 61, Histogramme der Entwicklung Bestandesdichte der Buche mit der Zeit nach Waldbrand. Die Daten sind gruppiert nach Waldbrandintensität («Gering», «Mittel», «Hoch») sowie BHD-Klassen. Quelle: (Gehring et al. 2019).

Ergänzend zu den Ergebnissen aus Gehring et al. (2019), wurde auch für die Buche eine Analyse der LFI-Daten durchgeführt. Abbildung 62 veranschaulicht die räumliche Verteilung der 819 LFI-Bestände, welche für die Buche ausgewertet wurden. Der Hauptteil der Bestände liegt im Mittelland und der Alpensüdseite. Es stammen 326 Buchenbestände aus dem LFI1, 192 aus LFI2, deren 176 Bestände haben ihren Ursprung im LFI3 und deren 125 Bestände im LFI4.

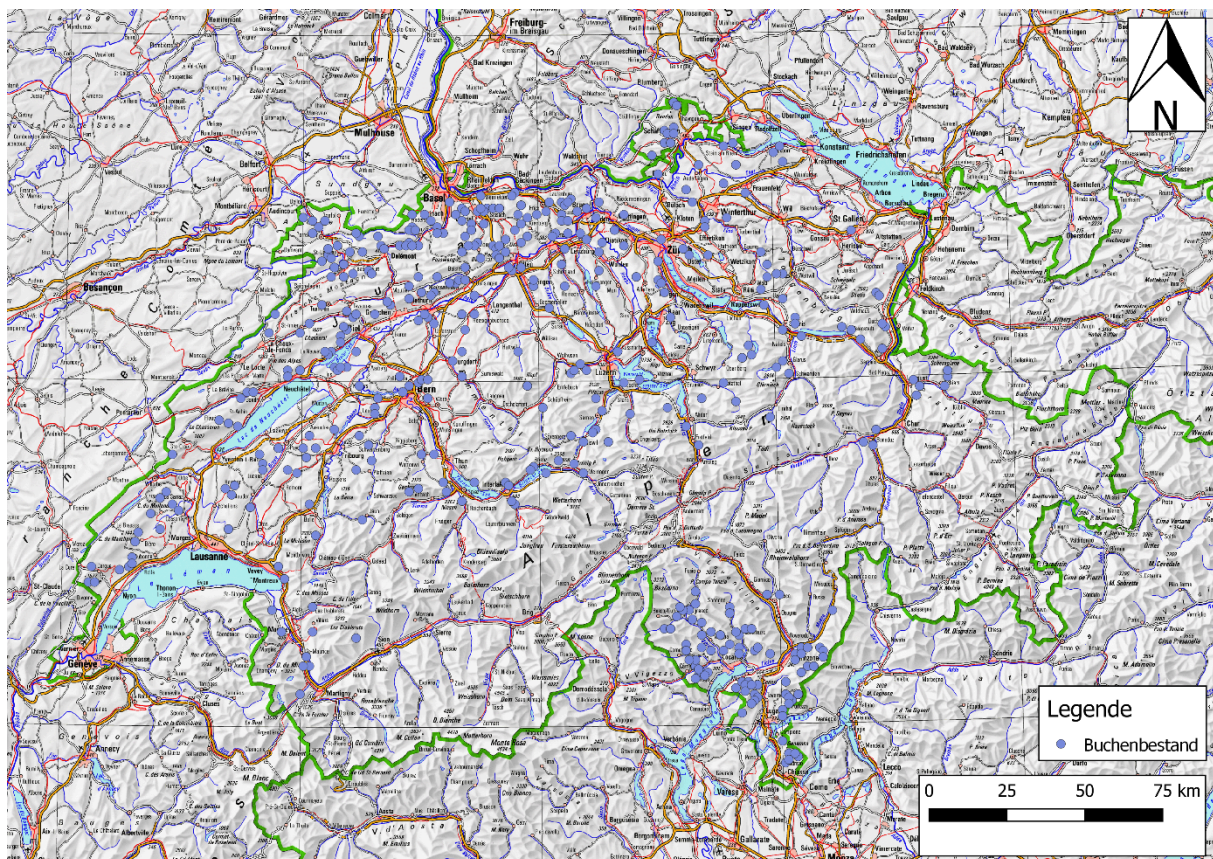


Abbildung 62: Räumliche Verteilung der berücksichtigten Buchenbestände (Quelle: Swisstopo 2019, verändert von Flepp 2019).

Abbildung 63 illustriert die basale Wurzelverstärkung der Buche in Abhängigkeit des mittleren BHDs der Bestände. Zudem wird zwischen Bodentiefe 0.5, 1m und 1.5m unterschieden. Durch die tiefgreifenden Wurzeln der Buche, ist eine deutlich höhere basale Wurzelverstärkung als bei der Fichte zu erwarten (vgl. Abbildung 59 und Abbildung 63). Die Abbildung 64 dokumentiert die Entwicklung der lateralen Wurzelverstärkung der Buche mit der Zeit. Diese entspricht einer möglichen Sukzession nach einer Störung. Die untere Linie des Vorhersageintervalls wiedergibt einen sehr zuwachsarmen, für die Buche suboptimalen Standort, während die obere Grenze des Vorhersageintervalls für sehr wüchsige Buchenbestände steht. Die Resultate zeigen, dass die laterale Wurzelverstärkung in 100-jährigen Buchenbeständen einen Wert zwischen 2 und 30kN/m erreichen. Bis zu einem Bestandesalter von 60 Jahren ist keine Wurzelverstärkung anzunehmen.

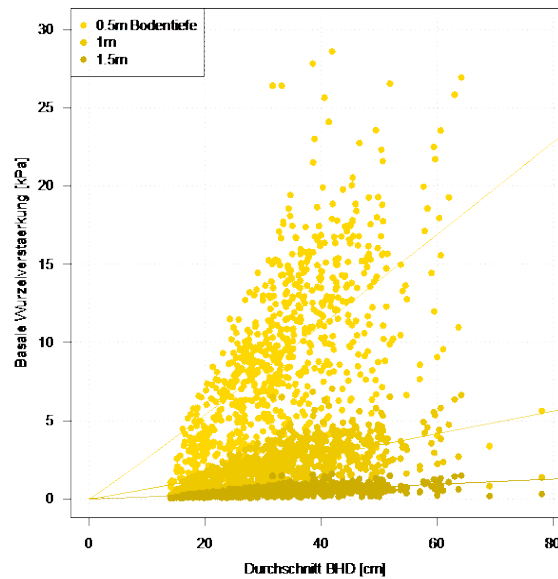


Abbildung 63 : Basale Wurzelverstärkung in Buchenbeständen (y-Achse), in Abhängigkeit der Rutschungstiefe und des durchschnittlichen BHDs (x-Achse). Die gelben Punkte stehen für das Modell für eine Bodentiefe von 0.5m, die hell-orangen, für eine Bodentiefe von 1m und die ockerfarbenen Punkte kennzeichnen das Modell für Bodentiefe 1.5m.

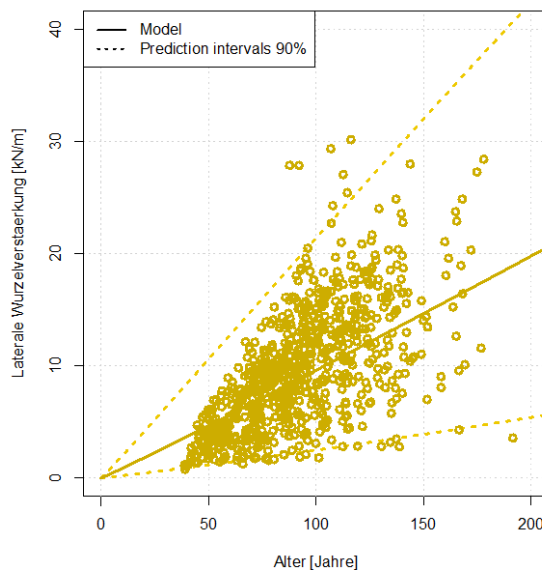


Abbildung 64: berechnete zeitliche Entwicklung (x-Achse) der lateralen Wurzelverstärkung (y-Achse) der berücksichtigten Buchenbestände. Die durchgehende Linie steht für die modellierte Zunahme der lateralen Wurzelverstärkung, die gestrichelten Linien kennzeichnen das 90%ige Vertrauensintervall.

Infolge der Ergebnisse von Gehring et al. (2019) sowie der ersten Auswertung der LFI-Daten, ist es möglich, die konzeptuelle Dynamik der lateralen Wurzelverstärkung in der ersten 60 Jahren nach einer Störung darzustellen. Dank den Daten von Maringer et al. (2012), ist eine Unterscheidung zwischen hoher und mittlerer Waldbrandintensität realisierbar. Für die Kontrollplots aus Maringer et al. (2012) wurde eine laterale Wurzelverstärkung von ca. 6 bis 15 kN/m kalkuliert (siehe grüner Balken in Abbildung 65). Dies entspricht den Werten aus LFI, bei einem Bestandesalter von 50-80 Jahren. Dies kann als Szenario eines nicht degradierten Bestandes angenommen werden.

Da die Buche durch ihre dünne Rinde sehr empfindlich gegenüber Hitze ist, und keine Stockausschläge bildet, ist bei einem Szenario mit hoher Brandintensität davon auszugehen, dass der gesamte Bestand abstirbt und so ersetzt werden muss. Im Frühstadium der Sukzession

dominieren Pionierbaumarten wie Birke oder Weide. Diese erlauben im optimalen Fall eine rasche Etablierung der Buchenverjüngung, sofern noch Samenbäume vorhanden sind. Die rote Linie in Abbildung 65 zeigt die rasche Abnahme der Wurzelverstärkung bis zum Totalausfall, ca. 10 Jahre nach dem Ereignis. Erst 40 Jahre nach dem Brand steigt die Wurzelverstärkung allmählich an. Je nach Standort kann die Regeneration nach 60 Jahren bereits abgeschlossen sein. Es kann jedoch auch die doppelte Zeit in Anspruch nehmen. Im Fall der mittleren Waldbrandintensität geht die Wurzelverstärkung nicht ganz verloren. Durch den Einfluss von Krankheitserregern (Pilze, Insekten, Bakterien, Viren) bleibt der Wert der lateralen Wurzelverstärkung jedoch auf tieferem Niveau (siehe blaue Linie in Abbildung 65) (Gehring et al. 2019).

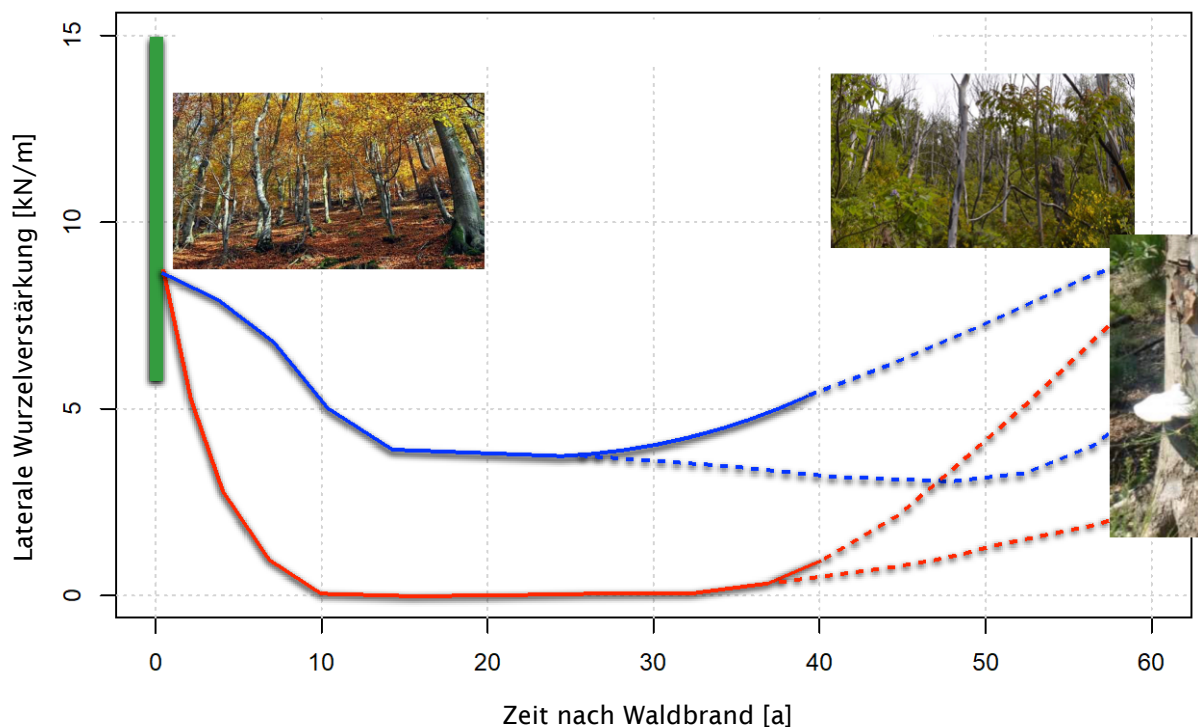


Abbildung 65: Entwicklung der lateralen Wurzelverstärkung in Buchenbeständen, nach einem Waldbrand. Die blaue Linie steht für einen Waldbrand mittlerer Intensität, die rote Linie weist auf die Entwicklung der lateralen Wurzelverstärkung bei einem Feuer hoher Intensität hin.

Um den Einfluss der Wurzelverstärkung auf die Hangstabilität zu beurteilen, wurde das SlideforNET-Modell (Schwarz et al., 2010a; Dorren und Schwarz 2016) verwendet. Das SlideforNET-Modell besteht aus einem 3D-Kraftausgleichsmodell, welches die Wirkung von lateraler und basaler Wurzelverstärkung umsetzt, unter der Annahme, dass (1.) flache Erdrutsche elliptisch geformt sind und doppelt so lang wie breit sind (Rickli und Graf 2009) und (2.) dass die laterale Wurzelverstärkung während der Auslösung des flachen Erdrutsches in Abhängigkeit von der Verformung der Bodenmasse schrittweise aktiviert wird. Das führt wiederum dazu, dass die maximalen, auf die Anrisszone einer Rutschung einwirkenden Zugkräfte, nicht mit dem maximalen passiven Erddruck am Rutschungsfuss übereinstimmen (Schwarz et al. 2015).

In der vorliegenden Studie wird die Kraftbilanz unter Berücksichtigung des Bodens (ohne Porenwasserdruck und einer scheinbaren Kohäsion von 0kPa) unter Verwendung der folgenden Parameter angenommen: Kohäsion=2-5kPa, Scherwinkel=25°, mittlere Bodendichte (nass)=17kN/m³, Rutschungsfläche=200m², mittleres Gewicht der Vegetation=100kg/m². Eine Reihe von Hangneigungen (von 20 bis 55°) und Bodentiefen (von 0,5 bis 1,5m) werden ebenfalls berücksichtigt. Die angenommenen Werte der Parameter entsprechen plausiblen Bedingungen eines flachen Erdrutsches, der bei ungesättigten Böden ausgelöst wurde (siehe Abbildung 66).

Class 2: Friction angle (°) = 25; Soil cohesion (kPa) = 2–5

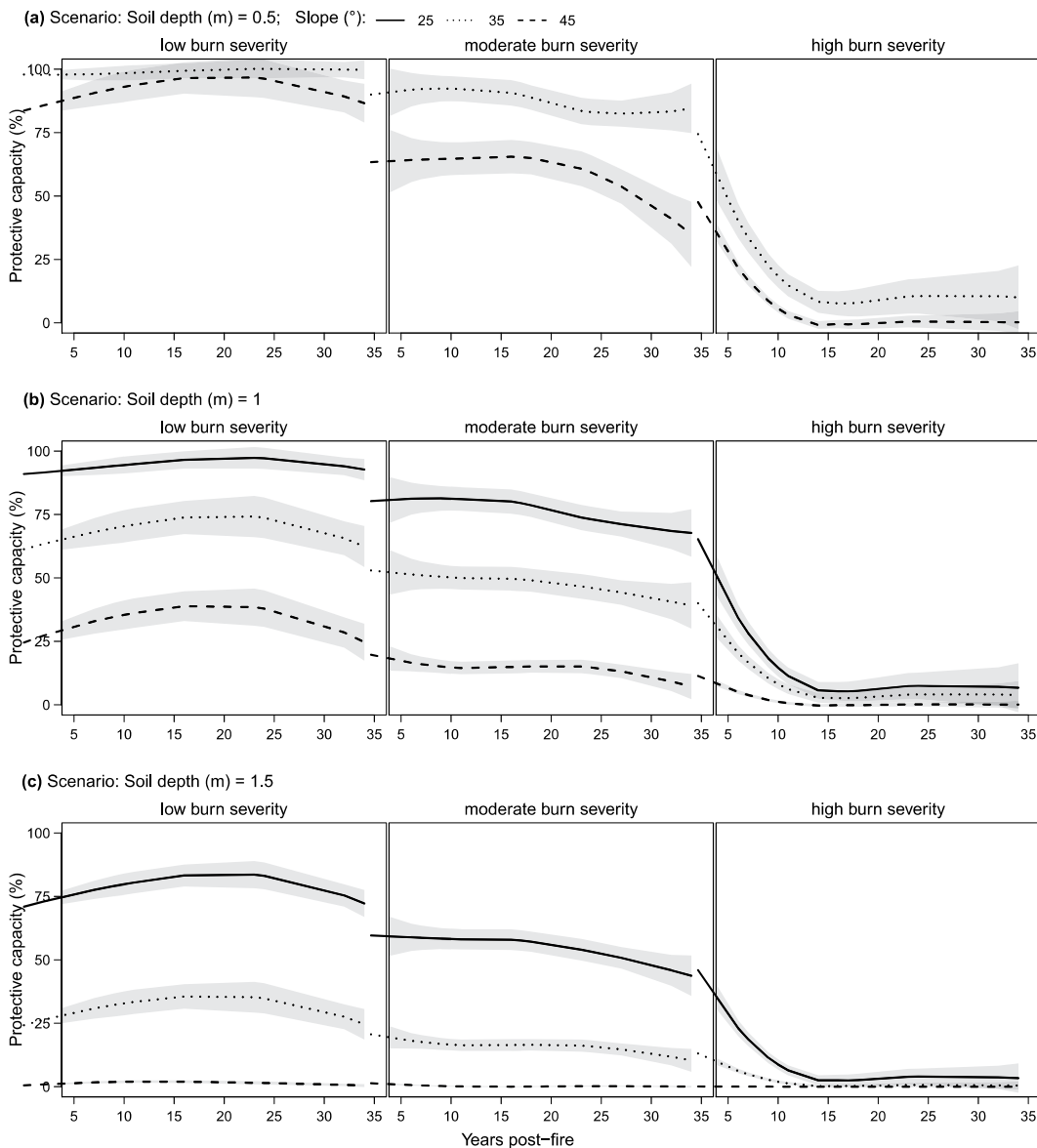


Abbildung 66: Zeitliche Entwicklung der kalkulierten, stabilisierenden Wirkung der Wurzelverstärkung von Buchen-Beständen nach Gehring et al. (2019). Die Linien zeigen den durchschnittlichen Wert der stabilisierenden Wirkung der Wurzel ((Anzahl Rutschungen ohne Wurzel – Anzahl Rutschungen mit Wurzeln) / Anzahl Rutschungen ohne Wurzel, in %). Die drei Typen von Linien entsprechen verschiedenen Hangneigungen (25°, 35°, 45°). Die Reihen der Grafiken entsprechen verschiedenen Rutschungsmächtigkeiten (0.5, 1, 1.5 m). Die drei Spalten der Grafiken entsprechen den verschiedenen Waldbrandintensitäten («kein/tief», «mittel», «hoch») (Quelle: Gehring et al. 2019).

8.1.3 Edelkastanie (*Castanea sativa*)

Die Dynamik der Wurzelverstärkung in einem mit Edelkastanien dominierten Bestand kann aufgrund der nachfolgenden Faktoren sehr unterschiedlich sein:

- a) **Bewirtschaftung vor der Störung.** Dazio et al. (2018) haben gezeigt, dass zwischen diversen Formen von Niederwald (ca. 30 Jahre alt) und einem veralteten Bestand (ca. 70 Jahre alt) signifikante Unterschiede bezüglich der lateralen Wurzelverstärkung (5 - 10 kN/m) vorherrschen. Zudem sind je nach Bewirtschaftung unterschiedliche Empfindlichkeit bezüglich Feuer zu erwarten (grössere Stämme widerstehen den mittleren Waldbrandintensitäten besser). Dazu ist zu erwarten, dass die Kapazität Stockausschläge zu produzieren, bei grösseren Stöcken höher ist, als bei jenen geringer Dimensionen (Zuber 1979; Giudici und Zingg 2005b; Hein et al. 2013). Es ist auch zu erwarten, dass je nach Bewirtschaftung die Ausbreitung und Intensität des Feuers sehr unterschiedlich ist (in einem durchgeforsteten Bestand gibt es weniger Brennmaterial am Boden. Zudem ist es weniger wahrscheinlich, dass sich das Feuer zur Krone ausbreitet).
- b) **Waldbrandintensität.** Die Fallstudie in Cugnasco hat gezeigt, dass die laterale Wurzelverstärkung, je nach Waldbrandintensität signifikant verschieden sein kann. Abbildung 67 zeigt die Boxplots der errechneten, lateralen Wurzelverstärkung, 10 Jahre nach dem Waldbrand in Cugnasco. Der prozentuale Anteil an offener Fläche wird als Indikator für die Klassifizierung der Waldbrandintensität genutzt. Während der Median der lateralen Wurzelverstärkung bei einer mittleren Intensität bei ca. 3kN/m liegt, bemisst der Median bei hoher Waldbrandintensität 0kN/m.
- c) **Wiederholte Waldbrände.** Da sich Edelkastanienbestände oft in semiariden, feueranfälligen Lagen beheimatet sind, besteht eine hohe Wahrscheinlichkeit, dass sich Feuerereignisse in einem Bestand wiederholen. In diesem Fall ist die Resistenz und Resilienz des Systems stark reduziert. Die Frühsukzession wird bei sehr intensiven Waldbränden von Pflanzen wie Ginster (*Genista sp.*), Farnen, insb. Adlerfarn (*Pteridium sp.*), und der Birke dominiert.

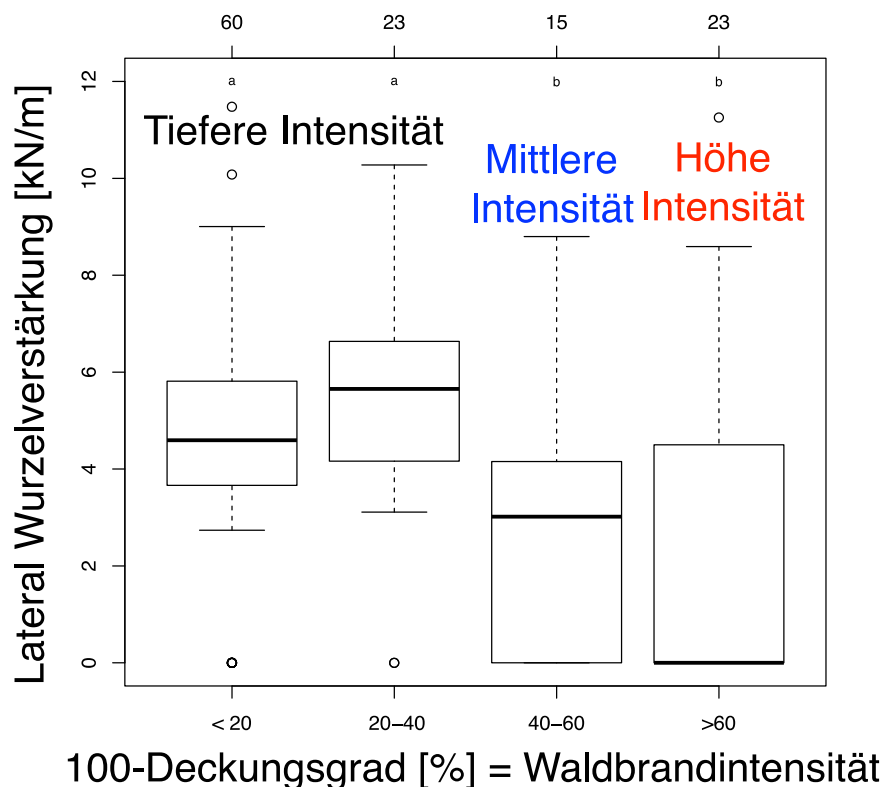


Abbildung 67: Boxplots der berechneten lateralen Wurzelverstärkung für die Fallstudie in Cugnasco im Jahr 2017 (11 Jahre nach dem Waldbrand), unterteilt nach Waldbrandintensität. Die Zahlen am Grafikkopf verweisen auf die Anzahl berücksichtigte Elemente.

Aus den LFI Daten konnte für die Edelkastanie insgesamt 184 Bestände berücksichtigt werden. Davon stammen 71 aus LFI1, deren 42 aus LFI2, 49 aus LFI 3 und 22 Bestände haben ihren Ursprung im LFI4. Die berechnete Wurzelverstärkung stimmt gut überein mit den Resultaten von Dazio et al. (2018), welche eine laterale Wurzelverstärkung zwischen 5 und 15 kN/m für einen alten Niederwald-Bestand mit einer durchschnittliche BDH von 20-40 cm und eine Bestandsdichte von 300 bis 1000 Stämme per Hektar, aufzeigen. Aus den LFI Daten ergibt sich in älteren Beständen (200-300 Jahre alt) eine laterale Wurzelverstärkung von bis ca. 50 kN/m. Junge Bestände erreichen 2 kN/m Wurzelverstärkung erst ab 20-40 Jahre Alter.

Die Abbildung 68 veranschaulicht die konzeptuelle Entwicklung der lateralen Wurzelverstärkung von Kastanienbeständen nach einem Waldbrand. Als repräsentativer Ausgangsbestand wird ein veralteter Niederwaldbestand angenommen. Die Boxplots illustrieren die berechnete laterale Wurzelverstärkung auf der Waldbrandfläche Chugnasco 3 und 11 Jahre nach dem Brand. Die rote Linie bezeichnet den Verlauf der Wurzelverstärkung nach einem Waldbrand hoher Intensität. Die blaue Linie weist auf die Entwicklung bei einem Waldbrand der mittleren Intensität hin. Wenn ein Grossteil der Wurzelstöcke überlebt und Stockausschläge gebildet werden, fällt die Wurzelverstärkung nicht ganz aus. Nach 20 Jahren bemisst die Wurzelverstärkung in diesem Fall ca. 5kN/m, während bei einer hohen Waldbrandintensität zu diesem Zeitpunkt noch fast kein armierender Effekt feststellbar ist. Die gestrichelte rote Linie illustriert die Annahme der Wurzelverstärkungsdynamik gemäss LFI-Auswertung. So kann es nach einem sehr intensiven Waldbrand bis zu 200 Jahre dauern, bis der schützende Effekt des Waldes gegenüber flachgründigen Rutschungen auf das Niveau vor dem Waldbrand ist. In den ersten Jahrzehnten kann ein geringer Beitrag der Pionierbaumarten angenommen werden.

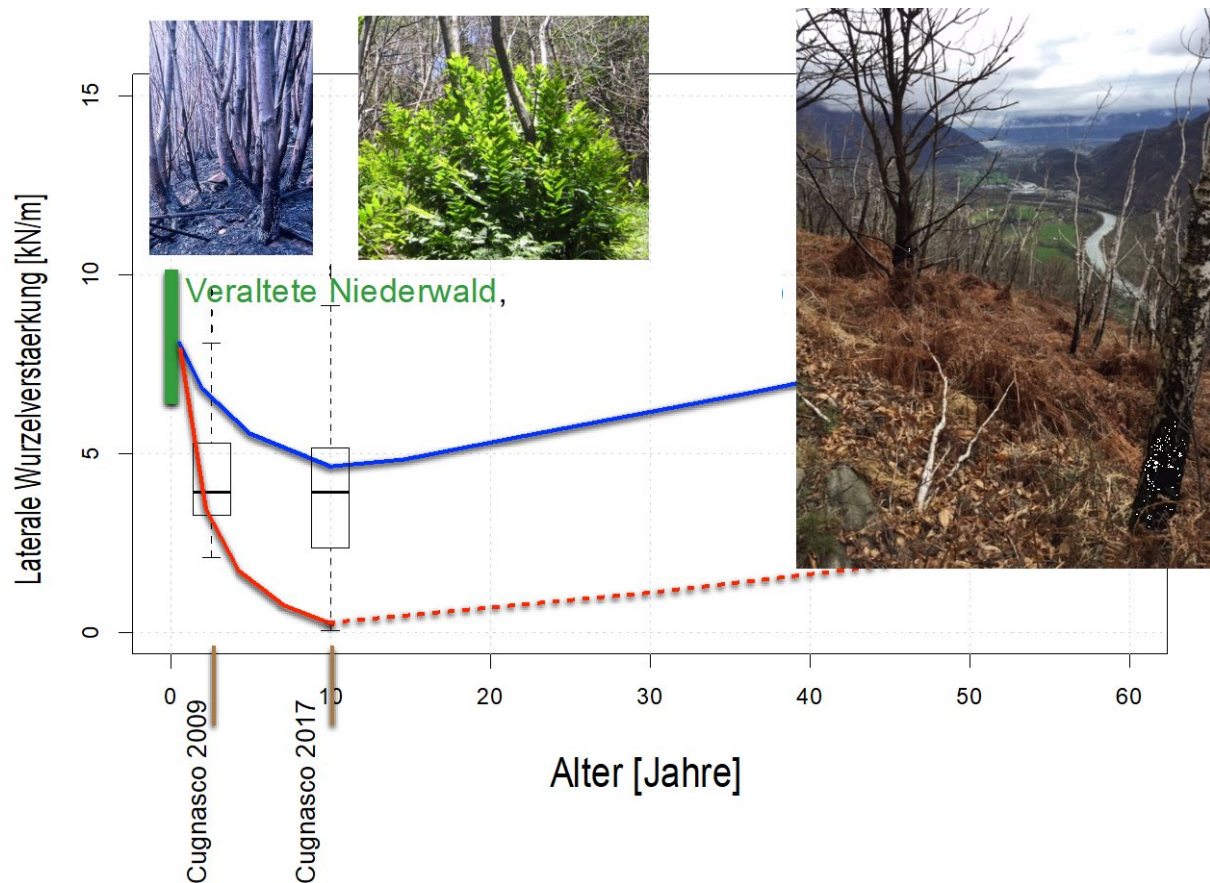


Abbildung 68: Darstellung der konzeptuellen Entwicklung der lateralen Wurzelverstaerkung der Edelkastanienbestaende nach Waldbrand, je nach Waldbrandintensitaet (blaue Linie = mittlere Intensitaet, rote Linie = hohe Intensitaet). Die Illustrationen veranschaulichen Beispiele der Situation der Vegetation nach Waldbrand. Die Abbildung links zeigt die Situation unmittelbar nach einem Waldbrand mittlerer Intensitaet in einem Kastanien-Niederwald. Die Abbildung in der Mitte zeigt die Stockausschlaege von Edelkastanien, ca. 11 Jahren nach einem Waldbrand der mittleren Intensitaet in Cugnasco (TI). Die Abbildung rechts stellt ein Bestand in Cavigliano (TI), zum Zeitpunkt 47 Jahren nach einem intensiven Waldbrand dar. Der Bestand wird von Farnen und der Birke dominiert.

8.1.4 Flaumeiche (*Quercus pubescens*)

In der Fallstudie von Leuk konnte erstmals die Abnahme der Wurzelverstärkung nach Waldbrand in Flaumeichenbeständen aufgezeigt werden. Schmidhalter (2018) hat gezeigt, dass die mediane laterale Wurzelverstärkung in den Vergleichsbeständen bei 4 kN/m lag, während in den verbrannten Plots, 14 Jahre nach dem Ereignis keine Wurzelverstärkung vorhanden ist. Durch die hohe Intensität des Brandes, vermochten nur wenige Eichen Stockausschläge zu bilden. Die Erholung der Wurzelverstärkung durch die Etablierung der Flaumeiche bzw. Waldföhre kann aufgrund der LFI-Daten geschätzt werden. Für andere Baumarten wie bspw. der Traubeneiche (*Quercus petraea*) fehlen bisher Daten über die Wurzelverstärkung.

Für die LFI-Analyse konnten 12 Flaumeichenbestände berücksichtigt werden. Die Mehrheit dieser Bestände weist ein Alter von ca. 100 Jahren, mit einer kalkulierten lateralen Wurzelverstärkung von ca. 10 kN/m auf. Die Abbildung 69 veranschaulicht die konzeptuelle Darstellung der Dynamik der lateralen Wurzelverstärkung nach einem intensiven Waldbrand. Die Boxplots geben die ermittelten Werte des Vergleichsbestandes bei Leuk wieder. 11 Jahre nach dem Waldbrand ist die Wurzelverstärkung komplett ausgefallen und nimmt je nach Sukzessionsszenario wieder zu.

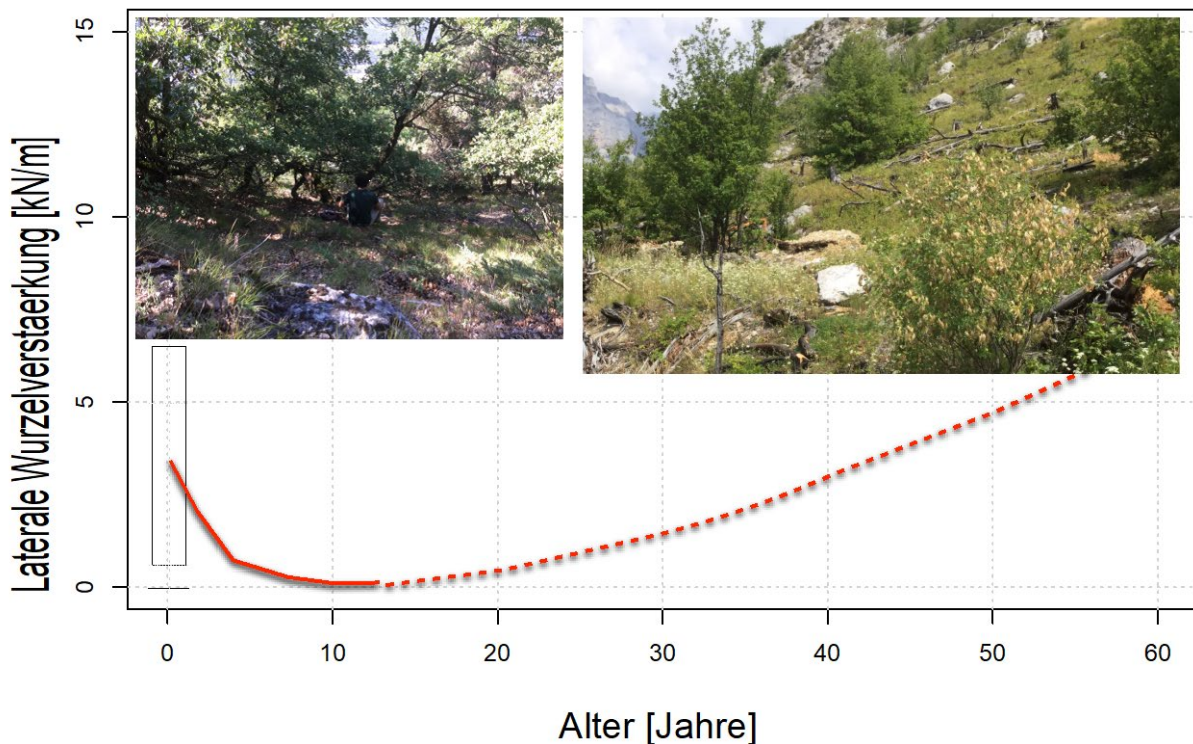


Abbildung 69: Konzeptuelle Darstellung der Entwicklung der lateralen Wurzelverstärkung der Flaumeiche nach einem Waldbrand hoher Intensität.

8.1.5 Waldföhre (*Pinus sylvestris*)

Die Studie von Vergani et al. (2017) war ein Novum bezüglich Quantifizierung der Verminderung der Wurzelverstärkung der Waldföhre nach einem Waldbrand. Hierfür wurde der Waldbrandfall von Visp 2011 untersucht. Die Studie hat gezeigt, dass die laterale Wurzelverstärkung dieser Waldföhrenbestände relativ tief ist und binnen weniger Jahre nach dem Waldbrand ausfällt. Die Verjüngungsaufnahmen weisen darauf hin, dass die Bestände während der Pionierphase von der Pappel und der Birke beherrscht werden. Somit kann angenommen werden, dass diese Dominanz in den ersten 40-60 Jahren nach Waldbrand einen (wenn auch geringen) Beitrag zur lateralen Wurzelverstärkung in den Föhrenbeständen beiträgt- (siehe Abbildung 70). Anlässlich der LFI-Daten kann die Entwicklung eines Waldföhrenbestandes geschätzt werden. Dass sich die Waldföhre in Visp wieder etablieren kann, scheint aufgrund der stattfindenden Klimaänderung zunehmend unwahrscheinlich.

Aus den LFI-Daten konnten unter Berücksichtigung der festgelegten Kriterien 164 Beständen miteinbezogen werden. Davon stammen 76 aus LFI1, 42 aus LFI2, 30 aus LFI3 und 16 aus LFI4. Die Auswertung zeigt, dass bei der Waldföhre eine maximale laterale Wurzelverstärkung zwischen 3 und 7kN/m, nach 60 bis 250 Jahren zu erwarten ist.

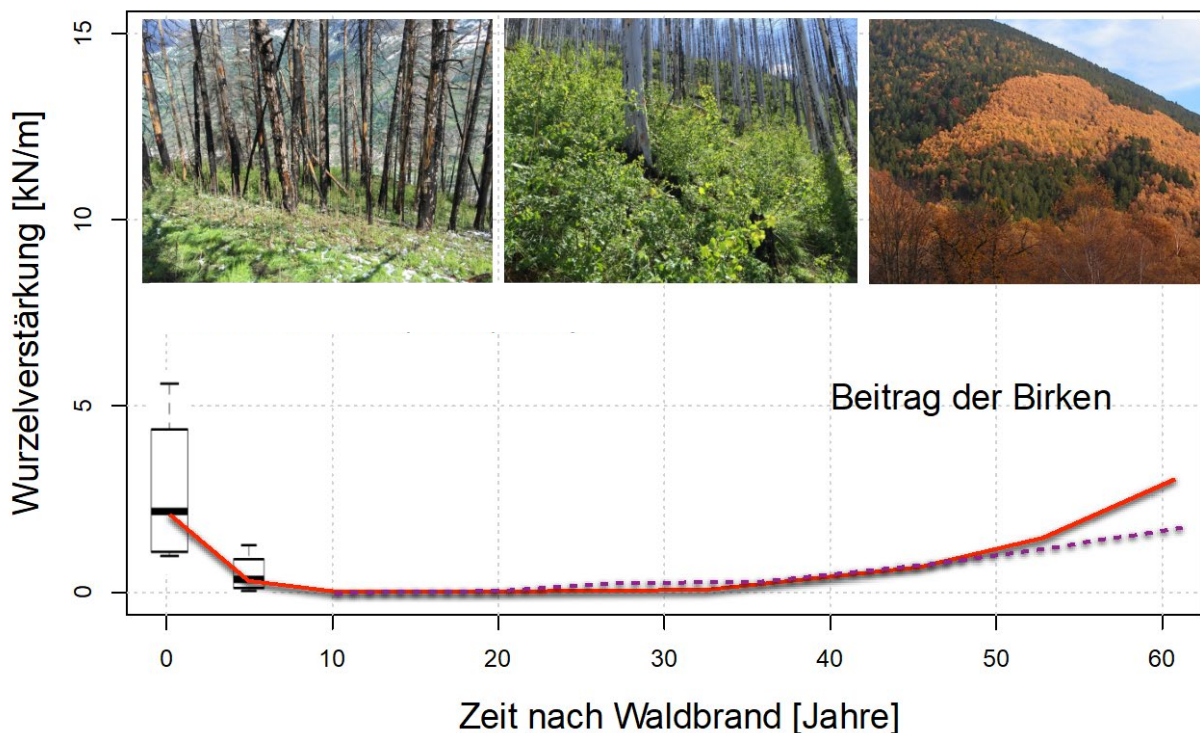


Abbildung 70: Darstellung der konzeptuellen Entwicklung der lateralen Wurzelverstärkung in Waldföhrenbeständen nach einem Waldbrand hoher Intensität. Die violett-gestrichelte Linie illustriert den Beitrag der Pionierbaumarten an der Wurzelverstärkung, während die rote Linie für die Wurzelverstärkung der Waldföhre steht. In den ersten 40-60 Jahren überlappt sich die Wirkung der Pionierbaumarten mit jener der Waldföhre der neuen Generation.

8.1.6 Hängebirke (*Betula pendula*) & Götterbaum (*Ailanthus altissima*)



Abbildung 71: Beispiel eines Götterbaumbestandes in Cugnasco (Foto: Schwarz M).

Nach Waldbränden hoher Intensität ist die Anfangssukzession oft von Pionierbaumarten wie die Birke dominiert. Dazu kommen immer wieder invasiven Neophyten wie der Götterbaum. Die Abbildung 71 zeigt beispielhaft einen 10-jährigen Götterbaumbestand in Cugnasco. Nachfolgend wird dargelegt, wie diese zwei Pionierbaumarten ähnliche Bestandesstrukturen bilden können, wenn auch die Auswirkungen auf die Hangstabilität ungleich sind. Aufgrund der Feldbeobachtungen ist es anzunehmen, dass beide Baumarten nur selten Bestandesbildende Strukturen zu bilden vermögen, welche älter als 40-60 Jahre werden. Sie haben eher vorbereitenden Charakter für andere Baumarten und bleiben langfristig nur als einzelne Individuen in einem Bestand, verstreut erhalten.

Die Auswertungen der LFI-Daten und die Ergebnisse der berechneten lateralen Wurzelverstärkung legen nahe, dass beide Baumarten Werte der lateralen Wurzelbewehrung von höchstens 2-3kN/m erreichen. Der Götterbaum scheint diesen Zustand aufgrund seiner ausserordentlichen Wuchskraft viel schneller erreichen zu können (25-50 Jahren) als die Birke (50-150 Jahren). Die zeitliche Entwicklung der lateralen Wurzelverstärkung der beiden Baumarten ist in Abbildung 72 dargestellt. Aus den ersten Auswertungen scheint die Birke ein flachgründigeres Wurzelsystem als der Götterbaum zu haben.

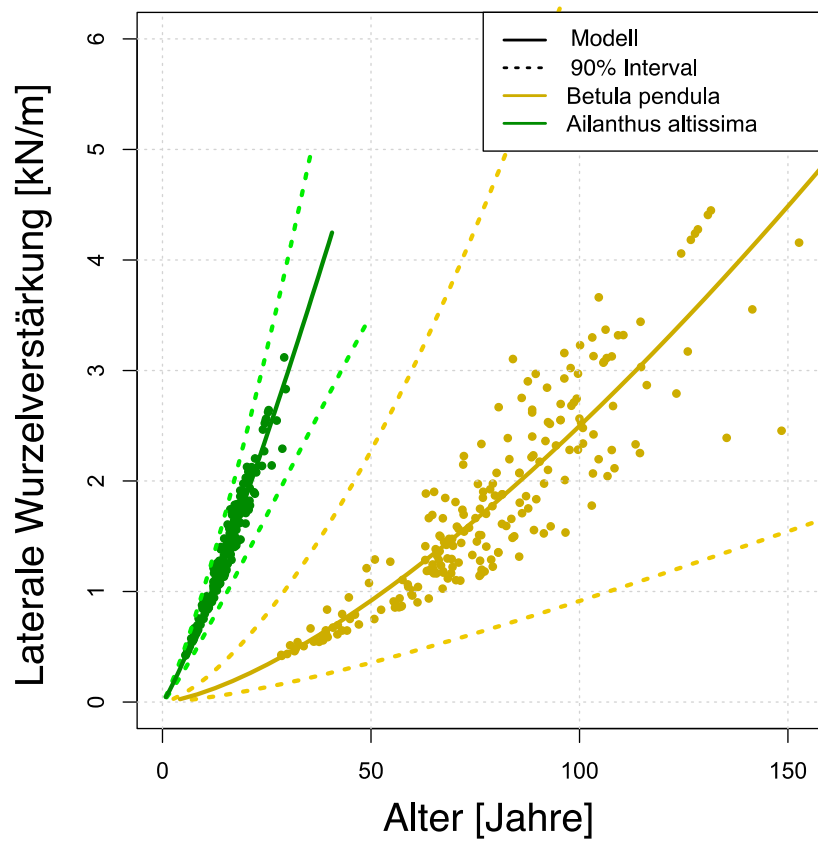


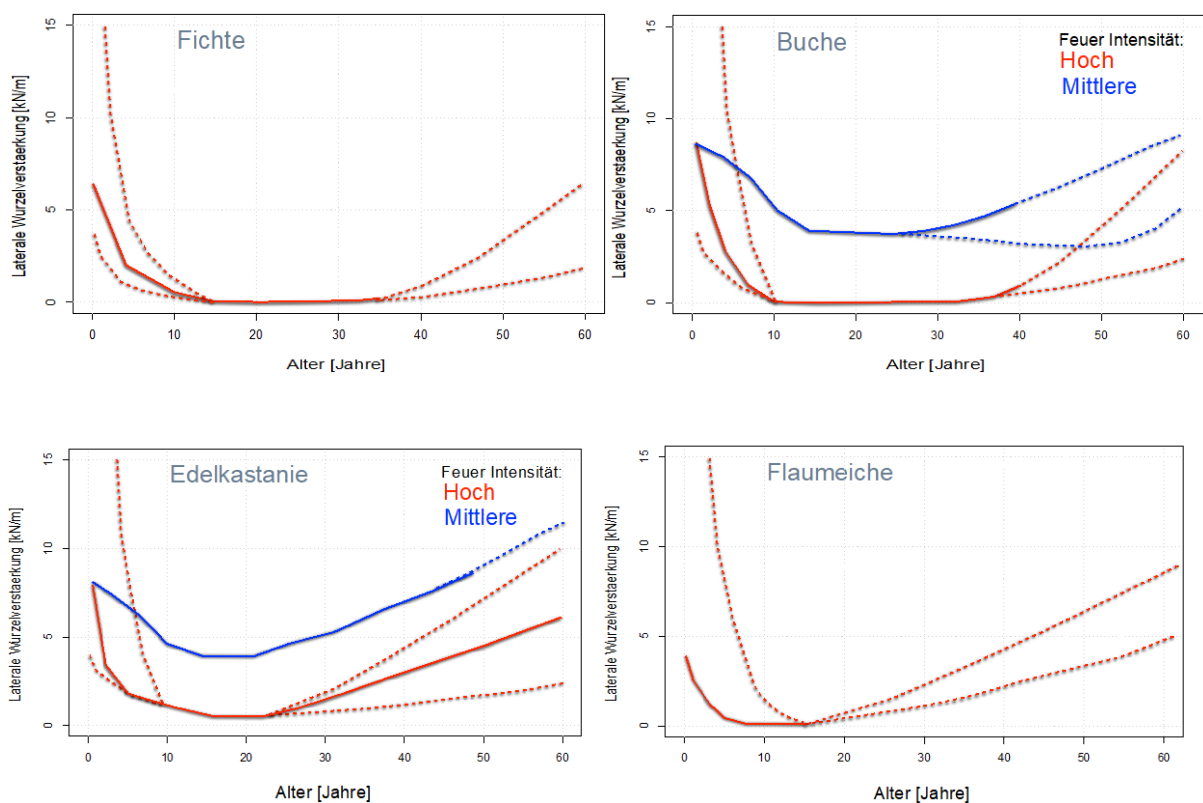
Abbildung 72, Grafik der kalkulierten lateralen Wurzelverstärkung der Birke und des Götterbaumes, als Funktion des Bestandesalters. Die gestrichelten Linien veranschaulichen jeweils das 90%ige Vorhersageintervall. Die Daten der Bestände stammen aus der LFI Datenbank.

8.2 Überblick der Sukzessionsentwicklung und Wurzelverstärkung verschiedener Baumarten

Die Ergebnisse der Wurzelverstärkungsdynamik der verschiedenen Baumarten werden in diesem Kapitel zusammengefasst und verglichen. Eine Synthese der bereits präsentierten Resultate ist in Abbildung 73 dargestellt. Die durchgehenden Linien repräsentieren die, in den Fallstudien empirisch ermittelten Werte der lateralen Wurzelarmierung. Die gestrichelten Linien weisen auf die, mittels LFI-Daten extrapolierte Entwicklung der Wurzelverstärkung mit der Zeit hin.

Von den untersuchten Baumarten ist die höchste stabilisierende Wirkung von der Buche und der Edelkastanie zu erwarten (siehe Abbildung 73). Besonders bei Waldbränden mittlerer Intensität können diese Baumarten durch ihre Fähigkeit zum Stockausschlag schnell reagieren und damit das Schutzdefizit verringern. Andere Baumarten fallen aufgrund von Pathogenen nach dem Waldbrand komplett aus. Die Buche und Kastanie bieten die höchste potenzielle Wurzelbewehrung gegenüber flachgründigen Rutschungen. Die Fichte und Flaumeiche folgen mit einem mittelmässigen Einfluss. Eine relativ geringe Wirkung entfalten die Baumarten Waldföhre, Birke und Götterbaum. In Abbildung 73 ist die Chinesische Hanfpalme nicht aufgeführt, da ihr Beitrag vernachlässigbar ist.

Die Resilienz der Wurzelbewehrung der einzelnen Baumarten ist nur schwierig abzuschätzen, da unterschiedlichste Faktoren die Entwicklung eines Bestandes nach einer Störung beeinflussen. Verallgemeinert lässt sich sagen, dass die Wurzelverstärkung nach einem Waldbrand hoher Intensität binnen weniger Jahre verloren geht und es einige Jahrzehnte benötigt, bis diese wieder eintritt. In dieser verstärkungslosen Phase können Pionierbaumarten wie die Birke oder der Götterbaum einen geringen Beitrag zur Überwindung des Schutzdefizits leisten. Der Einfluss von Neophyten auf die Entwicklung von Waldbeständen nach einer Störung, sowie welche Funktion diese einnehmen, ist relativ unbekannt. Die Ergebnisse dieses Projekt haben gezeigt, dass die ökologische und stabilisierende Wirkung des Götterbaumes sich nicht massgebend von jener, anderer Pionierbaumarten unterscheidet. Für die chinesische Hanfpalme ist noch unklar, welche langfristigen Konsequenzen ihre Ausbreitung haben kann. Diese Art kann die Deckung eines Bestandes langfristig dominieren. Ihre stabilisierende Wirkung ist jedoch wahrscheinlich tiefer zu quantifizieren, als jene von anderen Baumarten. Diesbezüglich müssen noch weitere Erkenntnisse gewonnen werden. Die Resilienz-stärkste Baumart nach Waldbrand ist die Edelkastanie gefolgt von der Flaumeiche und der Buche.



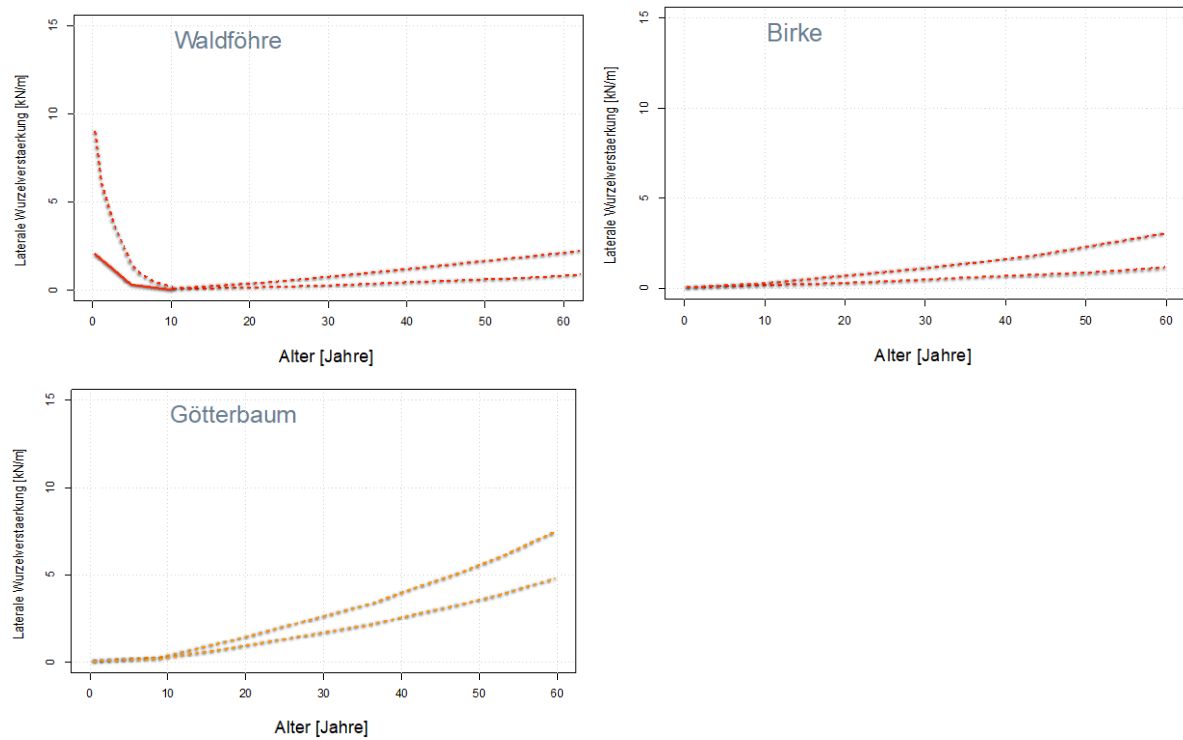


Abbildung 73: Überblick der verschiedenen Wurzelverstärkungsdynamiken für die Baumarten Fichte, Buche, Edelkastanie, Flaumeiche, Waldföhre, Birke und Götterbaum. Die durchgehenden Linien beziehen sich auf die empirisch gemessenen Daten, während sich die gestrichelten Linien auf die Ergebnisse der LFI-Auswertung beziehen.

9. Beurteilung der Untersuchungsergebnisse

Die vorliegenden Projektergebnisse erlauben erstmals:

- 1) Die Quantifizierung der Wurzelverstärkung auf Bestandesebene für sieben Baumarten des Alpenraumes.
- 2) Die Quantifizierung der Dynamik der Wurzelverstärkung nach Waldbrand für verschiedene Sukzessionen.

Es war nicht möglich für alle Baumarten die gleiche Datenlage zu schaffen. Am besten sind die Baumarten Buche, Fichte, Edelkastanie und Götterbaum untersucht. Erwähnenswert ist hierbei, dass es möglich war, für die Charakterisierung der mechanischen Eigenschaften der einzelnen Wurzeln sowie der Wurzelverteilung (W3) ein weltweit einzigartiges Datenset zu schaffen und anzuwenden. Viele dieser Daten sind noch im Begriff wissenschaftlich publiziert zu werden und gelten als wichtige Praxisgrundlagen für eine bessere Beurteilung der Vegetationswirkung auf Hangprozesse (z.B. für Aktualisierung der NaiS-Anforderungsprofile oder der Gefahrenbeurteilung).

Mit einer detaillierten Auswertung der LFI-Daten besteht noch ein grosses Potenzial für die Aufskalierung der Wurzelverstärkung auf Bestandesebene. Die ersten Resultate der LFI-Auswertung veranschaulichen einen deutlichen Unterschied zwischen den einzelnen Baumarten. So zeigt sich etwa, dass Buchenbestände grundsätzlich eine bessere hangstabilisierende Wirkung entfalten als Fichten- oder Edelkastanienbestände. Bei den Baumarten Birke, Waldföhre und Götterbaum ist eine deutlich niedrige Wurzelverstärkung nachweisbar.

Die Wurzelverstärkungsdynamik ist durch generelle Trends mit einer potenziell hohen, räumlichen und zeitlichen Heterogenität charakterisiert. Diese Unterschiede hängen von den folgenden Faktoren ab:

- 1) Die räumliche Verteilung der Wurzeln eines Baumes oder auch innerhalb eines Bestandes
- 2) Die räumliche Verteilung der Waldbrandintensität
- 3) Die Variabilität der Etablierungsbedingungen für die Verjüngung (Vegetationskonkurrenz, Wilddruck usw.)

Die Effekte der Aufforstungen und des Wildverbisses konnten in diesem Projekt nicht detailliert untersucht werden. Die Fallstudie in Val Müstair war im Prinzip dafür ausgewählt worden, um die Effekte der Aufforstungen zu untersuchen. Es musste jedoch festgestellt werden, dass Pflanzungen und Naturverjüngung 35 Jahre nach dem Waldbrand nur schwierig zu unterscheiden sind. Grund dafür ist (1), dass sich auch in den gepflanzten Gebieten naturverjüngte Bäume etablieren konnten, dass (2) im Jahr 2000 bereits eine Jungwaldpflege stattfand, in der gepflanzte Flächen ausgedünnt wurden und dass (3) die Ausfallrate in den ersten Jahren, in den unterschiedlichen Flächen sehr heterogen und auf unterschiedlichste Faktoren zurückzuführen war (Pflanzschock, Frosttrocknis, Wildverbiss, Reitgras usw.). Weiter unterschieden werden müsste zwischen den flächig gepflanzten Flächen und den rottenartig angelegten Pflanzungen, da bezüglich Wärmehaushalt und Wilddruck Unterschiede bestehen.

Für die Beurteilung der Entwicklungsunterschiede in Flächen mit unterschiedlichem Wilddruck war die Fallstudie in Leuk vorgesehen. Es hat sich jedoch herausgestellt, dass sich Unterschiede, ohne einen Vergleich zwischen Kontrollzäunen und Verbissflächen, nur qualitativ beurteilen lassen. Die Wurzelverstärkungsleistung ist 15 Jahre nach dem Waldbrand ohnehin so tief, dass sich keine Unterschiede erkennen lassen. Nach 40-60 Jahren sollte möglicherweise eine Diversität der Wurzelverstärkung erkennbar sein. Jedoch kann dieser Effekt auch dann nur mit einer grossen Stichprobenzahl quantifiziert werden, da der Wilddruck von Fläche zu Fläche unterschiedlich stark ist.

Im nachfolgenden Abschnitt wird eine Beurteilungssynthese der verschiedenen Wurzelverstärkungsdynamiken, je nach Baumart und Waldbrandintensität wiedergegeben:

- Mittlere Intensität bei den Baumarten Fichte und Buche:
Diese Baumarten sind feuerempfindlich, sterben bei einem Feuer mittlerer Intensität oft durch sekundäre Effekte ab. Daher nimmt die Wurzelverstärkung nicht in jedem Fall direkt nach dem Waldbrand ab, sondern vermindert sich durch die Anfälligkeit der Bäume auf Pathogene, oft erst nach einer gewissen Zeit. Die Bestände können durch Pionierbaumarten komplementiert werden (Beispiel in Leuk (VS) und Laura (TI)). Die Erholung der Wurzelverstärkung dauert in diesem Fall etwa 60-80 Jahren, geht in den meisten Fällen jedoch nie ganz verloren.
- Hohe Intensität bei Fichte oder Buche:
Bei einer hohen Waldbrandintensität in Buchen und Fichtenbeständen fällt die Wurzelverstärkung in wenigen Jahren ganz aus. Es vergehen 30-40 Jahre, bis eine Wurzelbewehrung wieder feststellbar ist. Auch in diesem Fall können Pionierbaumarten den Standort zuerst besiedeln und einen geringen Beitrag zur Hangstabilität leisten. Die Abbildung 74 veranschaulicht ein Beispiel des Folgebestandes mit durch Birken überschirmte Fichten und Buchen.
- Mittlere Intensität bei stockausschlagbildenden Baumarten wie Edelkastanien und Flaumeiche:
Durch die Stockausschläge erholt sich das System in diesem Typ rascher. Besonders in niederwaldbewirtschafteten Wäldern ist eine Erholung in 40-60 Jahren anzunehmen. Auch in diesem Fall fällt die Wurzelverstärkung nie ganz aus. Dieser Typ entspricht einem Grossteil der Ereignisse im Kanton Tessin, wo sich flachgründige Rutschungen ereignet haben (siehe Kap.5.1.1).

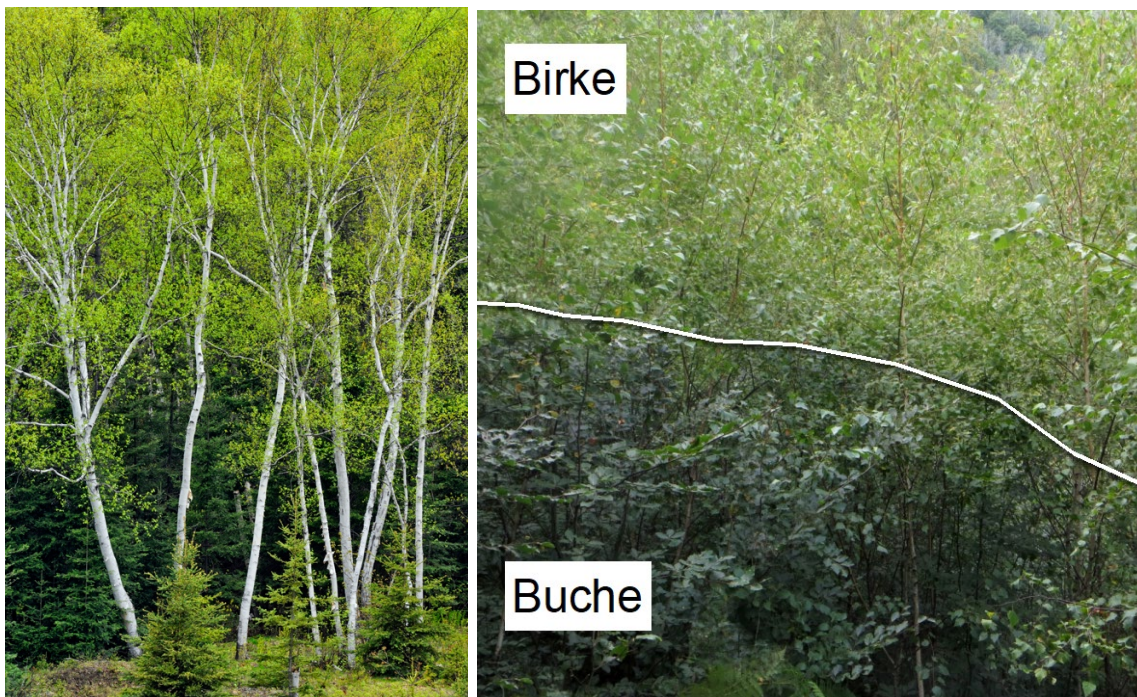


Abbildung 74: Sekundarsukzession der Fichten (links) und Buche (rechts) in Birkenbeständen (Fotos: M. Schwarz / M. Conedera)

- Hohe Intensität in Edelkastanien- oder Flaumeichenbeständen:
Je nachdem wie die Fähigkeit von Stockausschlag ist, kann sich das System mehr oder weniger schnell erholen. In schlimmsten Fall etablieren sich Pionierbaumarten, welche mittelfristig die Wurzelverstärkung sehr niedrig halten. Die Abbildung 75 zeigt beispielhaft im Fall Cugnasco (TI), wie Ginster und Birke bzw. Götterbaum die erste Sukzessionsphase dominieren. In extremen Flaumeichenstandorten kann die Erholung des Systems durch

Vegetationskonkurrenz stark behindert werden. Die Abbildung 76 zeigt den untersten Bereich der Waldbrandfläche in Leuk, 15 Jahre nach Feuer. Die Verjüngung wird durch verschiedene Faktoren wie z.B. Vegetationskonkurrenz, Wilddruck, aber auch durch klimatische Bedingungen gehemmt.



Abbildung 75: Primärsukzession mit Ginster und Birke (links) oder mit Götterbaum (rechts), in der mit hoher Intensität verbrannter Fläche in Cugnasco (TI). (Foto: M. Schwarz)



Abbildung 76: Der unterste Bereich der Waldbrandfläche in Leuk, 15 Jahre nach dem Feuer. (Foto: M. Schwarz)

- Hohe Intensität in Waldföhrenwäldern:
In diesem Fall wird die erste Sukzessionsphase durch Pionierbaumarten wie Birke und Pappel dominiert. Diese Baumarten entwickeln jedoch nur eine niedrige Wurzelverstärkung. In Beständen unterhalb von 1000m.ü.M. ist ein Baumartenwechsel zu erwarten. In diesen Lagen kann die Waldföhre durch die Flaumeiche ersetzt werden, welche Trockenheitsresistenter ist und ein höheres Hangstabilisierungspotenzial aufweist. Das System braucht in diesem Fall eine Regenerierungszeit von 40-60 Jahre.



Abbildung 77: Birken- und Pappelverjüngung, sieben Jahre nach dem Waldbrand in Visp. (Foto: M. Schwarz)

10. Folgerungen aus den Erkenntnissen

Die wichtigsten Folgerungen aus den Erkenntnissen dieses Projektes sind:

- Nach einem Waldbrand mittlerer bis hoher Intensität, nimmt die Wurzelverstärkung und damit die Stabilität des Hanges immer ab.
- Die Dauer der Periode mit der höchsten Rutschungswahrscheinlichkeit ist sehr variabel und beträgt zwischen 20 und 60 Jahre.
- Die Resistenz und Resilienz eines Systems hängt stark von der Baumartenmischung und der Bewirtschaftungsform ab.

Wichtig ist die Unterscheidung zwischen den Prozessen Bodenerosion durch Oberflächenabfluss und Erosion durch flachgründige Rutschprozesse. Die Unterscheidung der Vegetationswirkung gegenüber diesen zwei Prozessen war eine der ursprünglichen Motivationen, dieses Projekt durchzuführen. Während der Vegetationsbeitrag gegenüber Oberflächenerosion bereits nach 2-3 Jahren nach dem Waldbrand wieder intakt ist, benötigt das System für die Regeneration der Wurzelwirkung gegenüber flachgründigen Rutschungen Jahrzehnte.

Als Synthese der Projektergebnisse und Diskussionen aus zwei Workshops im Tessin und Wallis sowie bilateralen Gesprächen mit Praktikern, hat sich herauskristallisiert, dass ein Entscheidungsdiagramm, welches eine Entscheidungshilfe nach einer Störung bieten würde, sinnvoll wäre. Mit solch einem Diagramm sollen situationsbedingt, zweckmässige und pragmatische Lösungsansätze aufgezeigt werden. Das vordergründige Ziel der vorliegenden Studie war es nicht, technische oder biologische Präventionsmassnahmen für jede Situation herzuleiten. Es kann jedoch aus den Resultaten abgeleitet werden wie die Resilienz und Resistenz der unterschiedlichen Baumartenmischungen und Bewirtschaftungsformen erfolgt. So sollte beispielsweise in reinen Waldföhrenwäldern eine Durchmischung mit anderen Baumarten gefördert werden. Die Abbildung 78 stellt einen solchen Entscheidungsbaum vor, welcher das Management in Waldbrandflächen hinsichtlich flachgründigen Rutschungen unterstützt. Die Beurteilungsstufen hierbei sind folgende:

- 1) Unmittelbar nach einem Waldbrand ist es wichtig, die Intensität der Störung zu beurteilen. Für diese Beurteilung sind einheitliche Kriterien anzusprechen und die räumliche Heterogenität des Waldbrandes zu berücksichtigen. Dafür kann die Erstellung einer groben Karte hilfreich sein. Die Einstufung der Intensität sollte sich nach Möglichkeit an den Bestandsschäden anlehnen (eine relative Beurteilung und nicht auf die Brandeigenschaften bezogen). Am einfachsten ist diese Einschätzung nach der ersten Vegetationsperiode, da die Schäden oft erst dann ersichtlich werden. Als «tief» kann die Waldbrandintensität eingestuft werden, wenn keine relevanten Schäden an der Vegetation sichtbar sind und keine Einschränkungen der Waldfunktion zu vermuten sind. In diesem Fall ist einzig ein Monitoring zu empfehlen, um eventuelle sekundäre Effekte wie z.B. die Ausbreitung von Pathogenen frühzeitig zu erkennen. Bei einem Waldbrand mittlerer oder hoher Intensität, ist das weitere Vorgehen von einer eventuellen Änderung der Gefahrensituation abhängig. Daher ist eine aktualisierte Gefahrenbeurteilung von Experten unerlässlich.
- 2) Obwohl sich die Diskussion im vorliegenden Bericht auf die Gefahrenbeurteilung bezüglich flachgründigen Rutschungen konzentriert, dürfen allfällige Gefahrenänderungen anderer Naturgefahren nicht ausser Acht gelassen werden.

Für flachgründige Rutschungen kann zwischen drei Situationen unterschieden werden:

1. Das Gebiet ist aufgrund des Bodens und der geomorphologischen Eigenschaften rutschungsunempfindlich oder der Wald hat bereits für längere Zeit vor dem Waldbrand keine nennenswerte Wirkung gegenüber Rutschungen ausgeübt. In diesem Fall sind keine Massnahmen zu treffen.

2. Die Gefahr erhöht sich bereits bei Niederschlägen mit einer Wiederkehrdauer von unter 30 Jahren stark. Bei dieser Situation werden vor allem bei Wäldern mit direkter Schutzfunktion, eventuell technische Massnahmen nötig (z.B. wie in Abbildung 79), da

sowohl mit als auch ohne Aufforstung frühestens 40 Jahre nach dem Waldbrand eine relevante Schutzwirkung zu erwarten ist. Die optimale Mischung zwischen biologischen und technischen Massnahmen ist situationsbedingt zu beurteilen. Die Gefahrenbeurteilung bei dieser Phase kann auf Grund lokaler Erfahrungen gemacht werden, oder im besten Fall von einem Experten mit quantitativer Modellierung.

3. Die Gefahr erhöht sich erst bei Niederschlägen mit einer Wiederkehrdauer von über 30 Jahren merklich. In diesem Fall kann mit der natürlichen Vegetationsdynamik, evtl. durch Pflanzungen, Einzelschützen o.ä. unterstützt, eine langfristig genügende Schutzwirkung sichergestellt werden. Falls abgestorbene Bäume nicht ein unmittelbares Risiko darstellen (in der Nähe von Siedlungen, Strassen, usw.) oder sie potenziell als Schwemmholz im Gerinne weitertransportiert werden können, können sie liegend einen bremsenden Effekt aus auslaufende, kleine Rutschungen haben (siehe Abbildung 80) und sollten darum liegen bleiben.

- 3) Die Entscheidung «ob», «wo», und «wie» eine Aufforstung sinnvoll ist, hängt von der jeweiligen Situation und der Wurzelverstärkungsdynamik nach dem Waldbrand ab. Die Resultate aus Kap.8 sollen hierbei eine Entscheidungshilfe liefern. Bei Waldbränden in sich schnell regenerierenden Systemen wie etwa in Edelkastanien- oder Flaumeichenbeständen kann in der Regel auf Aufforstungen verzichtet werden, während in sich langsamen erholenden Wäldern die Wirkung einer potenziellen Pflanzung beurteilt werden muss. Eine Möglichkeit ist die Simulation mit Hangstabilitätsmodelle wie SOSlope (Cohen und Schwarz, 2017), um die Wirkung von verschiedene Vegetationszustände zu beurteilen.
- 4) Die Planung von Pflanzungen sollte folgende wichtige Aspekte berücksichtigen: 1. die Wahl der Baumarten, und 2. die räumliche Heterogenität der Aufforstungswirkung. Für die Wahl der Baumarten, kann neben dem Kriterium der Standortsgerechtigkeit auch die jeweilige Dynamik der Schutzwirkung gemäss Kap. 8.2 berücksichtigt werden. Analog dazu haben Del Favero et al. (2019) eine Liste der potenziellen Substitutionsarten für Aufforstungen je nach Vegetationstyp aufgestellt (siehe Tabelle 12). Für die räumliche Planung der Aufforstungen kann der Ansatz nach Schwarz et al. (2019) verwendet werden. Dieser Ansatz priorisiert und unterscheidet die Planung von biologischen Massnahmen, je nach Rutschungswahrscheinlichkeit und Schadenpotential.

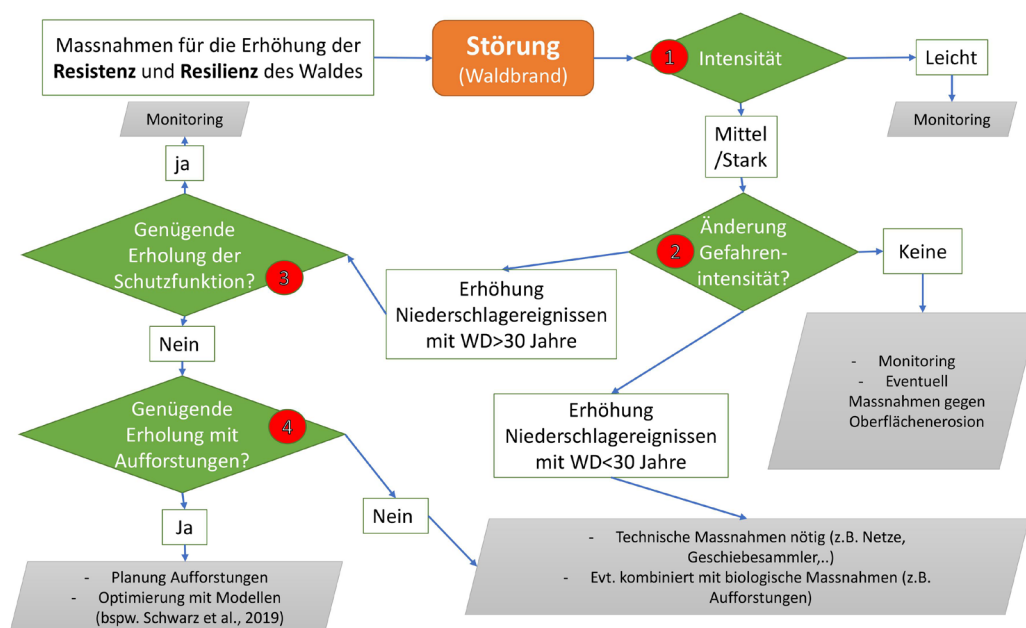


Abbildung 78: Entscheidungsdiagramm für Massnahmen nach einem Waldbrand.

Tabelle 12: Liste mit alternativen bzw. ergänzenden Baumarten für Aufforstungen verschiedener Vegetationstypen (modifiziert nach Del Favero et al., 2019).

Vegetationstyp	Substituierende/ergänzende Baumarten
Föhrenwald	Flaumeiche, Edelkastanie, Buche
Untermontaner Fichtenwald	Flaumeiche, Buche
Kastanienwald	Flaumeiche



Abbildung 79: Murgangnetze, errichtet nach dem Waldbrand in Visp 2011 (Foto: Schwarz M.).



Abbildung 80: Bremsende Wirkung abgestorbener Stämme in der Auslaufstrecke der Rutschungen in der Waldbrandfläche Visp (Stand Januar 2018) (Foto: Schwarz M.).

11. Fazit

Die gewonnenen Erkenntnisse aus der vorliegenden Studie bringen für die Praxis einen grossen Nutzen.

Die neu mögliche quantitative Beurteilung der Schutzwirkung des Waldes gegenüber flachgründigen Rutschungen für unterschiedliche Baumarten ist eine wichtige **Ergänzung zum aktuellen Anforderungsprofil Rutschung in NaiS** (Frehner et al 2005). Die Erkenntnisse werden in die vom BAFU geplante Überarbeitung von NaiS mit einfließen.

Die Quantifizierung der Schutzwaldwirkung leistet zudem einen wichtigen Beitrag bei der **Gefahrenkartierung** bezüglich flachgründigen Rutschungen. Neu kann die Waldwirkung und dessen Entwicklung nach einer Störung in die Gefahrenbeurteilung mit einbezogen werden.

Die nun mögliche Bemessung eines Schutzwirksamkeitsdefizites des Waldes und die Abschätzung des Zeitraumes mit einer verminderten Schutzwirkung, gibt der Praxis gute Entscheidungsgrundlagen für eine **Priorisierung von Massnahmen nach einem Waldbrand**. Man kann nun fundierter entscheiden, wo und wann technische Massnahmen notwendig sind, wann die natürliche Wiederbewaldung nach einem Waldbrand mit allenfalls Aufforstungen ergänzt werden muss und wann es keine besonderen Massnahmen erfordert (vgl. Abbildung 78).

Waldbaulich kann man mit dem vorliegenden Wissen über die Wurzelverstärkung der verschiedenen Baumarten, Entscheidungen über die Baumartenzusammensetzung nach einer Störung oder bereits präventiv, in rutschungsanfälligen Hängen zum Schutz unterstützend wirken. Auch die optimale Bestandesdichte und Bewirtschaftungsform kann damit positiv beeinflusst werden. So kann die Bewirtschaftung in einem Niederwald bspw. angepasst werden, um einen möglichst optimalen Einfluss auf die Hangstabilität zu haben (vgl. Kap. 9).

Das Wissen um die **Zersetzungsrate der Wurzeln** und damit der Abnahme der Wurzelverstärkung ist hilfreich um nach einer Störung abschätzen zu können, wann die Wahrscheinlichkeit von auftretenden Rutschungen am höchsten ist. Somit können bereits vorzeitig Massnahmen zur Reduktion der Eintretenswahrscheinlichkeit und damit des Risikos getroffen werden.

Durch den voranschreitenden **Klimawandel**, werden sowohl das Vegetationswachstum und die Vegetationsstrukturen, als auch die Eintretenswahrscheinlichkeit und Intensität von Störungen (wie Waldbrand) beeinflusst. Die erworbenen Erkenntnisse aus dem vorliegenden Projekt sind wichtig für die Anpassung der Störungsszenarien an die durch den Klimawandel veränderten Bedingungen. Dies betrifft beispielsweise die wirksame stabilisierende Wirkung der Buche auf flachgründige Rutschungen, welche bei zukünftig veränderten klimatischen Bedingungen in den unteren Höhenstufen (insb. kollin und submontan) mit der Trockenheit Probleme bekommt und durch besser angepasste Baumarten, wie z.B. Trauben- oder Flaumeiche ersetzt werden muss. Daher sind weitere Untersuchungen der Wurzelverstärkung für Baumarten, welche künftig relevant sein könnten, wichtig.

12. Literaturverzeichnis

- Abe K, Ziemer RR, 1991. Effect of tree roots on a shear zone: modeling reinforced shear stress. *Canadian Journal of Forest Research*, 21 (7), 1012–1019.
- Abegg M, Brändli U-B, Cioldi F, Fischer C, Herold-Bonardi A, Huber M., Keller M, Meile R, Rösler E, Speich S, Traub B, Vidondo B, 2014. Schweizerisches Landesforstinventar - Ergebnistabelle Nr. 193485: Stammzahl.
- Ammann M, 2006. Schutzwirkung abgestorbener Bäume gegen Naturgefahren, unveröffentlicht, 240 S.
- Amman M, Böll A, Rickli C, Speck T, Holdenrieder O, 2009. Significance of tree root decomposition for shallow landslides. *Forest Snow Landscape Research*, 82 (1), 79–94.
- Arrigoni F, 2019. Informationen über die Feldaufnahmen 2018 in Leuk VS vom 22.05.2019.
- BAFU (Bundesamt für Umwelt), 2018. Schäden durch Naturgefahren seit 1972. BAFU,, 23.10.2018, abgerufen am 04.07.2019, <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/naturgefahren/fachinformationen/schaeden-und-lehren-aus-naturereignissen/schaeden-durch-naturgefahren-seit-1972.html>
- Ballard TM, Willington RP, 1975. Slope instability in relation to timber harvesting in the Chilliwack Provincial Forest. *The Forestry Chronicle*, 51 (2), 59–63.
- Bassanelli C, Bischetti GB, Chiaradia EA, Rossi L, Vergani C, 2013. The contribution of chestnut coppice forests on slope stability in abandoned territory: a case study. *Journal of Agricultural Engineering*, 44 (2s).
- Bolte A, Rahmann T, Kuhr M, Pogoda P, Murach D, Gadow Kv, 2004. Relationships between tree dimension and coarse root biomass in mixed stands of European beech (*Fagus sylvatica* L.) and Norway spruce (*Picea abies*[L.] Karst.). *Plant and Soil*, 264 (1/2), 1–11.
- Brooks SM, Anderson MG, Collison AJC, 1995. Modelling the role of climate, vegetation and pedogenesis in shallow translational hillslope failure. *Earth Surface Processes and Landforms*, 20 (3), 231–242.
- Burroughs ER, Thomas BR, 1977. Declining root strength in Douglas-Fir after felling as a factor in slope stability. *Res Pap INT-190*. USDA Fort Serv. Ogden, 27.
- Burylo M, Hudek C, Rey F, 2011. Soil reinforcement by the roots of six dominant species on eroded mountainous marly slopes (Southern Alps, France). *CATENA*, 84 (1-2), 70–78.
- Cavalleri F, 2018. Analisi della distribuzione radicale di *Betula pendula* (Roth) dopo un incendio: due casi in Canton Ticino (Svizzera). Bachelor-Thesis, unveröffentlicht. Università degli studio di Milano, 59 S.
- Conedera M, Peter L, Marxer P, Forster F, Rickenmann D, Re L, 2003. Consequences of forest fires on the hydrogeological response of mountain catchments: a case study of the Riale Buffaga, Ticino, Switzerland. *Earth Surface Processes and Landforms*, 28 (2), 117–129.
- Conedera M, Lucini L, Valese E, Ascoli D, Pezzatti GB, 2010. Fire resistance and vegetative recruitment ability of different deciduous trees species after low- to moderate-intensity surface fires in southern Switzerland. VI International Conference on Forest Fire Research, <https://www.researchgate.net/publication/283745859>
- Crivelli M, 2018. Analisi dell'apparato radicale di *Trachyparpus fortunei* (Hook.) H. Wendl. Caso di studio in Canton Ticino. Bachelor-Thesis, unveröffentlicht. Berner Fachhochschule, Zollikofen, 126 S.
- Dazio E, Conedera M, Schwarz M, 2018. Impact of different chestnut coppice managements on root reinforcement and shallow landslide susceptibility. *Forest Ecology and Management*, 417, 63–76.
- De Boni A, 2017. Root system analysis of the tree of heaven (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) and its reinforcement to the soil. Master-Thesis, unveröffentlicht. Berner Fachhochschule, Zollikofen, 141 S.
- Del Favero R, Lingua E, Pividori, 2019. Selvicoltura per la protezione dai disturbi. *Compagnia delle Foreste*, 86 S
- Dhaka AS, Sidle RC, 2003. Long-term modelling of landslides for different forest management practices. *Earth Surface Processes and Landforms*, 28 (8), 853–868.

- Dorren L, Schwarz M, 2016. Quantifying the Stabilizing Effect of Forests on Shallow Landslide-Prone Slopes. In: Renaud FG, Sudmeier-Rieux K, Estrella M, Nehren U (Hrsg.). Ecosystem-Based Disaster Risk Reduction and Adaptation in Practice. Springer International Publishing, Cham, s.l., S. 255–270.
- Feller K, Schwarz M, Thormann J-J, Kühne K, 2013. Entwicklung und Validierung einer neuen Methode für die Beurteilung und Planung der minimalen Schutzwaldpflege auf rutschgefährdeten Hängen. Schlussbericht Projekt Nr. 2010.12. Fond zur Förderung der Wald- und Holzforschung., unveröffentlicht.
- Flepp G, 2018. Entwicklung des subalpinen Waldes nach Waldbrand. Insbesondere in Bezug auf die Schutzwirkung gegenüber oberflächliche Rutschungen. Bachelor-Thesis, unveröffentlicht. Berner Fachhochschule, Zollikofen, 65 S.
- Frehner M, Schwitler R, Wasser B, 2005. Nachhaltigkeit und Erfolgskontrolle im Schutzwald (NaiS). Gehring E, Conedera M, Maringer J, Giadrossich F, Guastini E, Schwarz M, 2019. Shallow landslide disposition in burnt European beech (*Fagus sylvatica* L.) forests. Scientific reports, 9 (1), 8638.
- Giadrossich F, Schwarz M, Phillips C, in Vorbereitung. Design value of root reinforcement of radiata Pine for slope stability calculation. New Zealand Journal of Forestry.
- Giudici F, Zingg A, 2005a. Sprouting ability and mortality of chestnut (*Castanea sativa* Mill.) after coppicing. A case study. Annals of Forest Science, 62 (6), 513–523.
- Giudici F, Zingg A, 2005b. Wertholzproduktion mit Kastanien-Niederwald. Versuchsanlage und Ergebnisse, unveröffentlicht, DVFFA- Sektion Ertragskunde.
- Gödicke-meier I, 1998. Analyse des Vegetationsmusters eines zentralalpiner Bergwaldgebiets, unveröffentlicht. ETH Zürich.
- Gottardi S, 2017. Analisi del rinforzo radicale dell'ailanto (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle). Bachelor-Thesis, unveröffentlicht. Berner Fachhochschule, Zollikofen, 79 S.
- Hales TC, Miniati CF, 2017. Soil moisture causes dynamic adjustments to root reinforcement that reduce slope stability. Earth Surface Processes and Landforms, 42 (5), 803–813.
- Hein S, Ehring A, Kohnle U, 2013. Wachstumskundliche Grundlagen der Wertholzproduktion mit der Edelkastanie (*Castanea sativa* MILL.) in Südwestdeutschland und im Elsass. Allg. Forst- u. J. Ztg., 185 (1).
- Imaizumi F, Sidle RC, Kamei R, 2008. Effects of forest harvesting on the occurrence of landslides and debris flows in steep terrain of central Japan. Earth Surface Processes and Landforms, 33 (6), 827–840.
- Knüsel S, Conedera M, Rigling A, Fonti P, Wunder J, 2015. A tree-ring perspective on the invasion of *Ailanthus altissima* in protection forests. Forest Ecology and Management, 354, 334–343.
- Kupferschmid Ad, 2003. Succession in a protection forest after *Picea abies* die-back, unveröffentlicht.
- Maringer J, Wohlgemuth T, Neff C, Pezzatti GB, Conedera M, 2012. Post-fire spread of alien plant species in a mixed broad-leaved forest of the Insubric region. Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants, 207 (1), 19–29.
- Marxer P, Conedera M, Schaub D, 1998. Postfire runoff and soil erosion in the sweet chestnut belt of southern Switzerland. Fire management and landscape ecology, 51–62.
- Marxer P, 2003. Oberflächenabfluss und Bodenerosion auf Brandflächen des Kastanienwaldgürtels der Südschweiz mit einer Anleitung zur Bewertung der post-fire Erosionsanfälligkeit (BA EroKaBr), 217.
- Mattli J, 2014. Quantifizierung der Wurzelverstärkung im Schutzwald. BSc-Thesis, unveröffentlicht. Berner Fachhochschule, Zollikofen, 79 S.
- Moos C, Bebi P, Graf F, Mattli J, Rickli C, Schwarz M, 2016. How does forest structure affect root reinforcement and susceptibility to shallow landslides? Earth Surface Processes and Landforms, 41 (7), 951–960.
- O'Loughlin C, Watson A, 1979. Root-Wood strength deterioration in radiata pine after clearfelling. New Zealand Journal of Forestry Science, 9, 284–293.
- Pezzatti GB, Reinhard M, Conedera M, 2010. Swissfire: die neue schweizerische Waldbranddatenbank | Swissfire: the new Swiss forest fire database. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen, 161 (11), 465–469.
- Providoli I, Elsenbeer H, Conedera M, 2002. Post-fire management and splash erosion in a chestnut coppice in southern Switzerland. Forest Ecology and Management, 162 (2-3), 219–229.

- Rammig A, Fahse L, Bugmann H, Bebi P, 2006. Forest regeneration after disturbance: A modelling study for the Swiss Alps. *Forest Ecology and Management*, 222 (1-3), 123–136.
- Rammig A, Fahse L, Bebi P, Bugmann H, 2007. Wind disturbance in mountain forests: Simulating the impact of management strategies, seed supply, and ungulate browsing on forest succession. *Forest Ecology and Management*, 242 (2-3), 142–154.
- Richardson DM, Hui C, Nuñez MA, Pauchard A, 2014. Tree invasions: patterns, processes, challenges and opportunities. *Biological Invasions*, 16 (3), 473–481.
- Rickli C, Graf F, 2009. Effects of forests on shallow landslides. Case studies in Switzerland. *Forest Snow Landscape Research*, 82 (1), 33–44.
- Schmidhalter C, 2018. Analyse der Dynamik von der Wurzelverstärkung von Flaumeichen nach einem Waldbrand. Bachelor-Thesis, unveröffentlicht. Berner Fachhochschule, Zollikofen, 106 S.
- Schönenberger W, Wasem U, 1997. Wiederbewaldung einer Waldbrandfläche in der subalpinen Stufe bei Müstair. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 148 (6), 405–424.
- Schönenberger W, 2002. Post windthrow stand regeneration in Swiss mountain forests: the first ten years after the 1990 storm Vivian. *Forest Snow Landscape Research*, 77 (1), 61–80.
- Schönenberger W, Noack A, Thee P, 2005. Effect of timber removal from windthrow slopes on the risk of snow avalanches and rockfall. *Forest Ecology and Management*, 213 (1-3), 197–208.
- Schütz J-P, Zingg A, 2010. Improving estimations of maximal stand density by combining Reineke's size-density rule and the yield level, using the example of spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) and European Beech (*Fagus sylvatica* L.). *Annals of Forest Science*, 67 (5), 507.
- Schwarz M, Cohen D, Or D, 2010a. Root-soil mechanical interactions during pullout and failure of root bundles. *Journal of Geophysical Research*, 115 (F4), 1012.
- Schwarz M, Lehmann P, Or D, 2010b. Quantifying lateral root reinforcement in steep slopes - from a bundle of roots to tree stands. *Earth Surface Processes and Landforms*, 35 (3), 354–367.
- Schwarz M, Preti F, Giadrossich F, Lehmann P, Or D, 2010c. Quantifying the role of vegetation in slope stability: the Vinchiana case study (Tuscany, Italy). *Ecol. Eng.*, 36(3): 285–291. doi:10.1016/j.ecoleng.2009.06.014.
- Schwarz M, Dorren L, Thormann J-J, 2012a. SlideforNET: a web tool for assessing the effect of root reinforcement on shallow landslides. International conference, analysis and management of changing risks of natural hazards., Padua, Italy.
- Schwarz M, Thormann J-J, Zürcher K, Feller K, 2012b. Quantifying root reinforcement in protection forests: Implications for slope stability and forest management. 12th Congress INTERPRAEVENT, Grenoble.
- Schwarz M, Giadrossich F, Cohen D, 2013. Modeling root reinforcement using a root-failure Weibull survival function. *Hydrology and Earth System Sciences*, 17 (11), 4367–4377.
- Schwarz M, Rist A, Cohen D, Giadrossich F, Egorov P, Büttner D, Stolz M, Thormann J-J, 2015. Root reinforcement of soils under compression. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, 120 (10), 2103–2120.
- Schwarz M, Dazio E, Pividori M, Bonardi M, Conedera M, 2019. Ceduo castanile in aree ad elevato pericolo di frane superficiali: quali opzioni selvicolturali? *Sherwood 2/2019*: 7–11.
- Sidle RC, 1992. A theoretical model of the effects of timber harvesting on slope stability. *Water Resources Research*, 28 (7), 1897–1910.
- Sidle R, 2008. Slope Stability: Benefits of forests vegetation in Central Japan. Prepared for the report. ProAct Network 2008.
- Smith JHG, 1964. ROOT SPREAD CAN BE ESTIMATED FROM CROWN WIDTH OF DOUGLAS FIR, LODGEPOLE PINE, AND OTHER BRITISH COLUMBIA TREE SPECIES. *The Forestry Chronicle*, 40 (4), 456–473.
- Swanson FJ, Dyrness CT, 1975. Impact of clear-cutting and road construction on soil erosion by landslides in the western Cascade Range, Oregon. *Geology*, 3 (7), 393.
- Swisstopo, 2019. Geologie 500, abgerufen am 19.06.2019, <https://s.geo.admin.ch/829a52eb51>
- Swisstopo, 2019, verändert. Pixelkarte 1:25000.
- Tabacchi G, Gasparini P, 2011. L'inventario nazionale delle foreste e dei serbatoi forestali di carbonio. INFC - 2005 : secondo inventario forestale nazionale italiano : metodi e risultati. Edagricole, Milano, XVI, 653.
- Tigges F, 2017. Soil mechanical effect of *Fagus sylvatica* roots on the triggering of shallow landslides and influence of the forest on the shallow landslide hazard assessment in the Canton of Bern. Master-Thesis, unveröffentlicht. Berner Fachhochschule, Biel, 92 S.

- Tomlinson PB, 1990. The structural biology of palms. Clarendon Press, Oxford.
- Vacchiano G, Deroose RJ, Shaw JD, Svoboda M, Motta R, 2013. A density management diagram for Norway spruce in the temperate European montane region. *European Journal of Forest Research*, 132 (3), 535–549.
- Vacchiano G, Maggioni M, Perseghin G, Motta R, 2015. Effect of avalanche frequency on forest ecosystem services in a spruce-fir mountain forest. *Cold Regions Science and Technology*, 115, 9–21.
- Vergani C, Schwarz M, Soldati M, Corda A, Giadrossich F, Chiaradia EA, Morando P, Bassanelli C, 2016. Root reinforcement dynamics in subalpine spruce forests following timber harvest: a case study in Canton Schwyz, Switzerland. *CATENA*, 143, 275–288.
- Vergani C, Werlen M, Conedera M, Cohen D, Schwarz M, 2017. Investigation of root reinforcement decay after a forest fire in a Scots pine (*Pinus sylvestris*) protection forest. *Forest Ecology and Management*, 400, 339–352.
- Vogt J, Fonti P, Conedera M, Schröder B, 2006. Temporal and spatial dynamic of stool uprooting in abandoned chestnut coppice forests. *Forest Ecology and Management*, 235 (1-3), 88–95.
- Walther G-R, Roques A, Hulme PE, Sykes MT, Pysek P, Kühn I, Zobel M, Bacher S, Botta-Dukát Z, Bugmann H, Czúcz B, Dauber J, Hickler T, Jarosík V, Kenis M, Klotz S, Minchin D, Moora M, Nentwig W, Ott J, Panov VE, Reineking B, Robinet C, Semchenko V, Solarz W, Thuiller W, Vilà M, Vohland K, Settele J, 2009. Alien species in a warmer world: risks and opportunities. *Trends in ecology & evolution*, 24 (12), 686–693.
- Wasem U, Hester C, Wohlgemuth T, 2010. Waldverjüngung nach Feuer. Vielfältige Wiederbewaldung nach Waldbrand bei Müstair. *Wald & Holz*, 1, 42–45.
- Wasser B, Perren B, 2014. Wirkung von Schutzwald gegen gravitative Naturgefahren – Protect-Bio. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 165 (9), 275–283.
- Wehrli A, Weisberg PJ, Schönenberger W, Brang P, Bugmann H, 2006. Improving the establishment submodel of a forest patch model to assess the long-term protective effect of mountain forests. *European Journal of Forest Research*, 126 (1), 131–145.
- Werlen M, 2015. Analyse der Dynamik von der Wurzelverstärkung in Föhrenbeständen nach einem Waldbrand. Eine Fallstudie im Eyholzerwald in Visp. Bachelor-Thesis, unveröffentlicht. Berner Fachhochschule, Zollikofen, 84 S.
- Wohlgemuth T, 2019. Feldaufnahmen Waldbrandfläche Visp vom 07.06.2019.
- Wohlgemuth T, Duelli P, Ginzler C, Gödickemeier I, Hadorn S, Hagedorn F, Küttel P, Lüscher P, Moretti M, Schneider G, Sciacca S, Wermelinger B, 2005. Ökologische Resilienz nach Feuer: Die Waldbrandfläche Leuk als Modellfall. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 156 (9), 345–352.
- Wohlgemuth T, Hester C, Jost A-R, Wasem U, Moser B, 2010. Dynamik der Wiederbewaldung im Waldbrandgebiet von Leuk (Wallis) | Recruitment dynamics following the forest fire near Leuk (Valais). *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 161 (11), 450–459.
- Wohlgemuth T, Moretti M, Conedera M, Moser B, 2006. Ecological resilience after fire in mountain forests of the Central Alps. V International Conference on Forest Fire Research.
- Wohlgemuth T, Moser B, 2008. Phönix aus der Asche. Die rasche Wiederbesiedlung der Waldbrandfläche oberhalb von Leuk durch Pflanzen. *Bull. Murithienne*, 126, 29–46.
- Wohlgemuth T, Moser B, 2018. Zehn Jahre Vegetationsdynamik auf der Waldbrandfläche von Leuk (Wallis). *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 169 (5), 279–289.
- WSL, 1983a. Ertragstabellen Tables de production. Buche Hêtre (3. Aufl.). Eidgenössische Anstalt für das forstliche Versuchswesen, 8903 Birmensdorf ZH, abgerufen am 1983.
- WSL, 1983b. Ertragstabellen Tables de production. Fichte Epicéa (3. Aufl.). Eidgenössische Anstalt für das forstliche Versuchswesen, 8903 Birmensdorf ZH.
- Wu TH, Swanston DN, 1980. Risk of Landslides in Shallow Soils and Its Relation to Clearcutting in Southeastern Alaska. *Forest Science*, 26 (3), 495–510.
- Ziemer RR, 1981. Roots and the stability of forested slopes. Erosion and sediment transport in Pacific fir steplands. *Int. Assn. Hydrol. Sci.*, 132, 343–361.
- Ziemer RR, Swanston DN, 1977. Root strength changes after logging in southeast Alaska.
- Zuber RK, 1979. Untersuchungen über die Vegetation und die Wiederbewaldung einer Brandfläche bei Locarno (Kanton Tessin), unveröffentlicht, 6 S.

13. Publikationsliste Projekt

Folgende Publikationen wurden im Rahmen dieses Projekts erstellt:

- Dazio E, Conedera M, Giadrossich F, Vacchiano G, Dorren L, De Boni A, Gottardi S, Cavalleri F, Personeni N, Bischetti GB, Schwarz M (in Bearbeitung). Root reinforcement dynamic of birch (*Betula pendula*) and tree of heaven (*Ailanthus altissima*) in the southern Alps. Ecological Engineering.
- Gehring E, Conedera M, Maringer J, Giadrossich F, Guastini E, Schwarz M, 2019. Shallow landslide disposition in burnt European beech (*Fagus sylvatica* L.) forests. Scientific reports, 9 (1), 8638.
- Schwarz M, Dazio E, Pividori M, Bonardi M, Conedera M, 2019. Ceduo castanile in aree ad elevato pericolo di frane superficiali: quali opzioni selvicolturali? Sherwood 2/2019: 7-11.
- Dazio E, Conedera M, Schwarz M, 2018. Impact of different chestnut coppice managements on root reinforcement and shallow landslide susceptibility. Forest Ecology and Management, 417, 63–76.
- Vergani C, Werlen M, Conedera M, Cohen D, Schwarz M, 2017. Investigation of root reinforcement decay after a forest fire in a Scots pine (*Pinus sylvestris*) protection forest. Forest Ecology and Management, 400, 339–352.

Merkblätter für die Praxis:

- Schwarz M, Conedera M (in Vorbereitung). Dinamica post-Incendio del rinforzo radicale nei boschi di protezione. Foglio per la pratica N°5.
- Dazio E, De Boni A, Soldati M, Conedera M, Schwarz M, Moretti G (in Vorbereitung). Rinforzo radicale dell'Ailanto (*Ailanthus Altissima*). Foglio per la pratica N°4.
- Dazio E, Schwarz M, Conedera M (2018). L'impatto di diversi tipi di gestione del ceduo castanile sul rinforzo radicale. Foglio per la pratica N°3.

14. Studentische Arbeiten Projekt

Folgende studentische Arbeiten sind im Rahmen dieses Projekts entstanden:

- Cavalleri F, 2018. Analisi della distribuzione radicale di *Betula pendula* (Roth) dopo un incendio: due casi in Canton Ticino (Svizzera). Bachelor-Thesis, unveröffentlicht. Università degli studio di Milano, 59 S.
- Crivelli M, 2018. Analisi dell'apparato radicale di *Trachyparpus fortunei* (Hook.) H. Wendl. Caso di studio in Canton Ticino. Bachelor-Thesis, unveröffentlicht. Berner Fachhochschule, Zollikofen, 126 S.
- De Boni A, 2017. Root system analysis of the tree of heaven (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) and its reinforcement to the soil. Master-Thesis, unveröffentlicht. Berner Fachhochschule, Zollikofen, 141 S.
- Flepp G, 2018. Entwicklung des subalpinen Waldes nach Waldbrand in Bezug auf die Schutzwirkung gegenüber oberflächlichen Rutschungen. Bachelor-Thesis, unveröffentlicht. Berner Fachhochschule, Zollikofen, 65 S.
- Gottardi S, 2017. Analisi del rinforzo radicale dell'ailanto (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle). Bachelor-Thesis, unveröffentlicht. Berner Fachhochschule, Zollikofen, 79 S.
- Schmidhalter C, 2018. Analyse der Dynamik von der Wurzelverstärkung von Flaumeichen nach einem Waldbrand. Bachelor-Thesis, unveröffentlicht. Berner Fachhochschule, Zollikofen, 106 S.
- Tigges F, 2017. Soil mechanical effect of *Fagus sylvatica* roots on the triggering of shallow landslides and influence of the forest on the shallow landslide hazard assessment in the Canton of Bern. Master-Thesis, unveröffentlicht. Berner Fachhochschule, Biel, 92 S.

15. Anhang

Liste der angehängten Dokumente :

Anhang A :

Gehring E, Conedera M, Maringer J, Giadrossich F, Guastini E, Schwarz M, 2019. Shallow landslide disposition in burnt European beech (*Fagus sylvatica* L.) forests. Scientific reports, 9 (1), 8638.

Anhang B :

Schwarz M, Dazio E, Pividori M, Bonardi M, Conedera M, 2019. Ceduo castanile in aree ad elevato pericolo di frane superficiali: quali opzioni selvicolturali? Sherwood 2/2019: 7-11.

Anhang C :

Dazio E, Conedera M, Schwarz M, 2018. Impact of different chestnut coppice managements on root reinforcement and shallow landslide susceptibility. Forest Ecology and Management, 417, 63–76.

Anhang D:

Vergani C, Werlen M, Conedera M, Cohen D, Schwarz M, 2017. Investigation of root reinforcement decay after a forest fire in a Scots pine (*Pinus sylvestris*) protection forest. Forest Ecology and Management, 400, 339–352.

Die studentischen Arbeiten (BSc.-Thesis, MSc.-Thesis) werden auf Anfrage zugeschickt.