
Resilienz und Nachhaltigkeit in anthropogen beeinflussten, natürlichen Systemen

Das Beispiel der Bodenerosion nach Brandereignissen auf La Palma

Kathrin Umstädter

Zusammenfassung

Resilienz bzw. die Fähigkeit von Ökosystemen nach einer Störung, wie es beispielsweise ein Waldbrand sein kann, wieder zu ihrem Ausgangszustand zurückzukehren, spielt bei der Frage nach der Nachhaltigkeit von natürlichen, jedoch vom Menschen beeinflussten Systemen, eine große Rolle. Das Augenmerk der Untersuchung liegt auf der Ressource Boden, die durch einen Waldbrand in besonderem Maße beeinflusst wird und sich dementsprechend anfällig gegenüber Erosionserscheinungen zeigt. Durch die Aktivitäten des Menschen im mediterranen und subtropischen Raum haben sich die dortigen Feuerregime verändert und die Frequenz mit der Waldbrände auftreten, ist stark gestiegen. Die damit erhöhte Vulnerabilität der Böden hinsichtlich der Bodenerosion birgt die Gefahr des Bodenverlusts und in stärker reliefierten Gebieten mit entsprechenden Voraussetzungen auch die Gefahr von Muren. Auf der subtropischen Insel La Palma wurde u. a. mithilfe eines Terrestrischen Laserscanners untersucht, ob sich die Bodenerosionsraten nach einem Brandereignis nach einer gewissen Zeit wieder dem prä-Feuer-Ausgangszustand annähern oder ob durch das Störereignis Waldbrand und die erhöhte Feuerfrequenz das System grundlegend verändert wird, was einen künftig erhöhten Bodenverlust zur Folge hätte.

1 Nachhaltigkeit und funktionstüchtige Ökosysteme

Die Leitidee der Nachhaltigkeit, das Erbe kommender Generationen derart zu erhalten, dass es nicht weniger Möglichkeiten der Gestaltung der Lebenswelt birgt als das Erbe, welches man selbst erhalten hat (WCED, 1987), wird je nach Betrachtung

tungsweise einseitig oder auch unterschiedlich ausgelegt (Knaus & Renn, 1999). Hinsichtlich der Komplexität der globalisierten Welt ist das nicht verwunderlich. Der Erhalt der Ressourcen oder auch der Erhalt funktionierender Systeme spielt dabei eine fundamentale Rolle. Dieser Erhalt kann aus zweierlei Perspektiven betrachtet werden. Zum einen ist es Aufgabe des Menschen bzw. der Gesellschaft, Systeme durch ein umsichtiges Verhalten und einen ressourcenschonenden Umgang zu erhalten, zum anderen müssen die Systeme selbst auf ihre Resilienz oder Widerstandsfähigkeit gegenüber Störungen und der Einflussnahme von außen überprüft werden, um Aussagen über deren Nachhaltigkeit treffen zu können. Diese Störung kann dabei sowohl natürlich als auch anthropogen bedingt sein. Daher sind innerhalb der Diskussion um Nachhaltigkeit und nachhaltige Systeme Konzepte wie das der Resilienz, der Anpassungsfähigkeit und des Gleichgewichts oder der Stabilität von wesentlicher Bedeutung. Resilienz ist in erster Linie ein ökologisches Konzept, dessen Wesen dabei als die Integrität gegenüber störenden Einflüssen beschrieben werden kann (Holling, 1973). Die Fähigkeit gegenüber Veränderungen zu bestehen oder zum Ausgangszustand zurückzukehren ist dabei ausschlaggebend für den Fortbestand eines Systems. Zusätzlich spielen die Widerstandsfähigkeit des Systems, aber auch das Ausmaß der Störung bis zu welchem eine Regeneration möglich ist, eine Rolle (Lal, 1997).

Funktionstüchtige Ökosysteme stellen das Fundament jeglichen Lebens und damit auch der Nachhaltigkeit dar. Ein zentraler Aspekt innerhalb der Persistenz der natürlichen Ressourcen ist dabei der Erhalt des Bodens, da zum einen viele Ökosysteme auf eine Nährstoffe liefernde Bodendecke angewiesen sind, zum anderen ohne Boden keine Landnutzung stattfinden kann, wovon unsere Gesellschaft direkt abhängt. Bodenerosion ist dabei eine der relevantesten Ursachen für Bodendegradation. Da der Verlust von Boden vom Menschen nicht ausgeglichen werden kann (u. a. Frielinghaus et al., 2010; Pimentel & Kounang, 1998; Dorren & Imeson, 2005; Pimentel, 2006), gilt es dieses Gut zu schützen. Jährlich werden ca. zehn Millionen Hektar Land durch Bodenerosion unbrauchbar. Dieser Boden geht unwiederbringlich verloren, da die Verlustraten die Neubildungsraten um das Zehn- bis Vierzigfache übersteigen (Pimentel, 2006). Durch das Eingreifen des Menschen in natürliche, stabile Landschaftssysteme, in denen sich Bodenerosion und Bodenneubildung im Gleichgewicht befinden, kann dieses System gestört werden (Shakesby, 2011).

2 Bodenerosion nach Waldbränden

Vor allem im mediterranen und subtropischen Raum können Waldbrände zu einer Verstärkung der Bodenerosion führen, die je nach Feuerintensität, Bodeneigenschaften und Landnutzung bzw. Vegetationstypen unterschiedlich stark ausgeprägt ist. Diese beiden Räume sind durch ihre klimatischen Bedingungen – winterliche Niederschläge und sommerliche Trockenheit – per se stark feuergefährdet (Pyne, 2009). Feuer und Brände sind in fast allen Regionen der Erde, in denen Biomasse als brennbares Material zu Verfügung steht, ein natürlicher Faktor (Neary et al., 2006; Bowman et al., 2009). Durch die Aktivitäten des Menschen in diesen Gebieten wurden die Feuerregime dort jedoch deutlich verändert (Pausas & Vallejo, 1999; Pyne, 2009; Pausas & Keeley, 2009). Eine steigende Zahl von Bränden ist die Folge. Das Feuer ist von einem natürlichen Regulator und „Erneuerer“ in einem vom Menschen unbeeinflussten Ökosystem zu einer vom Menschen beeinflussten Störgröße geworden (Umstädter, 2015).

Auch die westlichen Kanarischen Inseln verzeichnen in den letzten Jahrzehnten einen deutlichen Anstieg der Feuerfrequenz und der verbrannten Fläche. Die Brandursachen sind überwiegend Fahrlässigkeit und Brandstiftung (Gobierno de Canarias, 2013a). Die Auswirkungen von Bränden auf die Ökosysteme und damit u. a. auch auf den Boden sind divers und von verschiedenen Faktoren abhängig. Die gefährlichsten und im ersten Moment sichtbarsten Auswirkungen, die unter bestimmten Bedingungen (u. a. extreme Niederschläge) nach Waldbränden auftreten können, sind Muren und großflächige Erosionserscheinungen. Doch ist auch eine erhöhte, flächenhafte Bodenerosionsrate von großer Bedeutung (Umstädter, 2015).

Vor allem die Zerstörung der Vegetation und der organischen Bodenauflage ist ein entscheidender Faktor bei einer Erhöhung der Vulnerabilität gegenüber Bodenerosion. Jedoch sind auch zahlreiche weitere Parameter wie Temperatur des Feuers, Dauer der Hitzeeinwirkung und das Brandverhalten maßgeblich für die Veränderungen der Bodeneigenschaften verantwortlich und damit auch für eine Erhöhung der Vulnerabilität (Certini, 2005). Gesteuert wird die Erosion v. a. über ein verändertes Infiltrations- und Abflussverhalten. Die erhöhte Erosionsanfälligkeit nimmt mit der Zeit jedoch auch wieder ab. Vor diesem Hintergrund formulierte Swanson (1981) ein post-wildfire soil erosion ‚model‘ (Shakesby, 2011), das ein sogenanntes „window-of-disturbance“ (Prosser & Williams 1998) postuliert und welches die allgemein vorherrschende Vorstellung zum Bodenabtrag nach Brandereignissen widerspiegelt. Je kürzer der zeitliche Abstand zwischen einem Störereignis und darauffolgenden, intensiven Niederschlägen, desto erosiver kann die Wirkung sein (u. a. Fox, 2011).

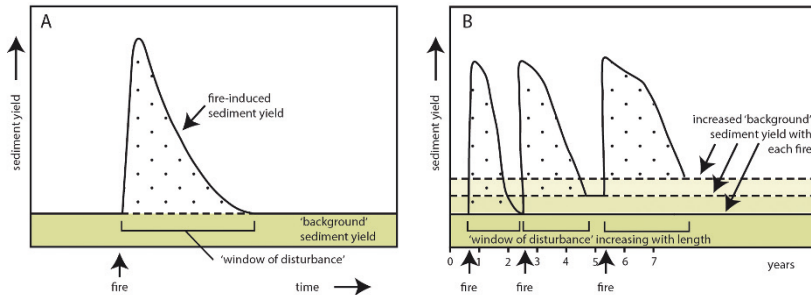


Abb. 1 Verlauf des window-of-disturbance

Verlauf des „window of disturbance“: A) im post-wildfire soil erosion ‚model‘ von Swanson (1981) und Prosser & Williams (1998), verändert von Shakesby & Doerr (2006), und B) verändertes post-wildfire soil erosion ‚model‘: ein häufigeres Auftreten des Störfaktors Feuer hebt das System von einem niedrigeren sediment background yield auf ein höheres Niveau von Bodenerosion, das auch nach dem Ende des window of disturbance so erhalten bleibt (Shakesby, 2011)

Eine durch die Störung des Systems hervorgerufene erhöhte Erosionsrate zeigt sich solange die Folgen der Störung erhalten sind. Im Falle eines resilienten Systems wird eine sukzessive Rückkehr zum Ausgangszustand und damit zum *baseflow sediment yield* postuliert. Bei einer Änderung des ursprünglichen Feuerregimes, wie es beispielsweise auf La Palma anzutreffen ist, kann es jedoch auch zu einer Erhöhung des *background sediment yield* nach einem Brandereignis kommen (s. Abbildung 1). Die Erhöhung der Feuerfrequenz führt dazu, dass das System nicht zum Ausgangszustand zurückkehrt, sondern sich auf einen neuen Gleichgewichtszustand einstellt. Dies zu überprüfen war u. a. Ziel der Untersuchung.

3 Bodenerosion auf La Palma

Die Insel La Palma ist in Relation zu ihrer Größe unter den Inseln des Kanarischen Archipels am meisten von Waldbränden betroffen (Gobierno de Canarias, 2013a). Eines der letzten großen Brandereignisse auf La Palma im Jahr 2009 und darauf folgende Niederschläge hatten Muren, die Bildung von Gullies und flächenhafte Erosion zur Folge. Große Mengen Sediment wurden mobilisiert, transportiert und in hangabwärts gelegenen Bereichen abgelagert. Dabei kam es zur Zerstörung von

Straßen, Gebäuden, Autos, Bananenplantagen und Weinterrassen, wie auch die Fotos in Abbildung 2 zeigen. Die Schäden lagen bei über zwanzig Millionen Euro und übertrafen damit bei Weitem die für den Schaden des Brandes berechneten Kosten (Chacón 29.12.2009).



Abb. 2 Zerstörung von Infrastruktur und Gebäuden durch Muren (bzw. Lahare) als Folge der Starkniederschläge im Dezember 2009 auf der Brandfläche im Süden der Insel

Fotos: mit freundlicher Genehmigung von Díaz Lorenzo, 2009

Um die Entwicklung der Bodenerosion und damit auch der Vulnerabilität der Böden gegenüber Erosion auf den palmerischen post-Brandflächen zu ermitteln, wurde zum einen eine Quantifizierung der Oberflächenveränderung mithilfe eines Terrestrischen Laserscanners (TLS), zum anderen wurden Kartierungen von linearen Erosionserscheinungen und deren Analyse durchgeführt.

Auch der Einfluss der auf den westlichen Kanarischen Inseln dominanten Kiefernart (*pinus canariensis*) und die Bedeutung der Brandintensität eines Brandereignisses im Hinblick auf die Vulnerabilität der Böden und damit die Resilienz sollte anhand der Untersuchung überprüft werden, weshalb Flächen mit einer unterschiedlichen Brandgeschichte (2000, 2009, 2012) betrachtet wurden. Da bei dem Prozess der Bodenerosion u. a. die Reliefsituation, die zeitliche und quantitative Verteilung der Niederschläge und die Bodenbeschaffenheit (Korngrößenverteilung, Organikgehalt, hydraulische Wasserleitfähigkeit) eine Rolle spielen, wurden diese in die Analysen miteingeschlossen.

4 Die Insel La Palma – Das Untersuchungsgebiet

Die Insel La Palma, eine der westlichsten Inseln des Kanarischen Archipels, ist vulkanischen Ursprungs und gliedert sich grob in einen nördlichen, älteren Teil (ca. vier bis zwei Mio. Jahre vor heute) und einen südlichen, jüngeren Teil (ab ca. 150.000 Jahre vor heute, letzter Ausbruch 1971).

Die Untersuchungsflächen befinden sich im Süden, Westen und Nordwesten La Palmas. Die Lage der Insel in der Nordost-Passatzzone und das stark reliefierte Gelände bestimmen die Niederschlagsverteilung und damit zum größten Teil auch die Vegetationszonen. In der mesokanarischen Höhenstufe herrschen ausgedehnte Wälder mit der dominanten, endemischen Art der Kanarischen Kiefer vor, die sehr lichte, hohe und relativ artenarme Bestände ausbildet. Diese Wälder nehmen etwa ein Drittel der Insel ein. Die Nutzung dieser Bereiche beschränkt sich dabei v. a. auf das Sammeln von Kiefernadeln und kleineren Ästen (s. Abbildung 3), um diese dann als Bodenaufgabe in den Bananenplantagen und als Einstreu in Viehställen zu verwenden.



Abb. 3 Verwendung der Nadelstreu

A) Streusammler im Kiefernwald; B) Abtransport der Nadelstreu (Fotos: Fischer, 2011; Umstädter, 2011).

Der Einfluss des Menschen zeigt sich unter anderem in der Zunahme der Waldbrände, welche vor allem in den anthropogen geprägten Gebieten und dort besonders im Grenzbereich zwischen landwirtschaftlich genutzten Flächen und dem Kiefernwald durch Unachtsamkeit und Nachlässigkeit im Umgang mit Feuer entstehen (Gobierno de Canarias, 2013b). Die leichte Entzündlichkeit der Nadeln und Äste der Kanarischen Kiefer fördert die Entwicklung eines Brandes und die kleingliedrige Struktur der bewirtschafteten Flächen und aufgegebenen Parzellen ermöglichen in

den Mittellagen eine unkontrollierte und rasche Ausbreitung des Feuers in höhere Lagen (Höllermann, 1996; Umstädter, 2015). Die Kanarische Kiefer selbst zeichnet sich durch eine hohe Trockenheits- und Feuerresistenz und ein außergewöhnliches Regenerationsvermögen aus, wohingegen sich der mit der Kiefer vergesellschaftete Unterwuchs weniger resistent gegenüber der Hitze zeigt (Lüpnitz, 1999). Der Boden ist daher in den ersten Monaten nach einem Feuer ohne den natürlichen Schutz einer Vegetationsbedeckung dem potentiellen Niederschlag – im subtropischen, mediterranen Klima überwiegend in den Wintermonaten – in besonderer Weise ausgesetzt.

Die Untersuchungsflächen sollten einerseits eine unterschiedliche Brandgeschichte und verschiedene Bodenbildungsstadien aufweisen, worauf bei der Auswahl geachtet wurde, andererseits waren logistische Kriterien wie Erreichbarkeit und Infrastruktur bei der Entscheidung maßgeblich. Abbildung 4 zeigt eine Karte der Insel mit den entsprechenden Standorten und der Ausdehnung der Brände seit 1988. Die vierzehn Untersuchungsflächen liegen zwischen 540 m und 1430 m ü. d. M. und befinden sich alle, bis auf fünf Flächen, im westlichen Teil der Insel.

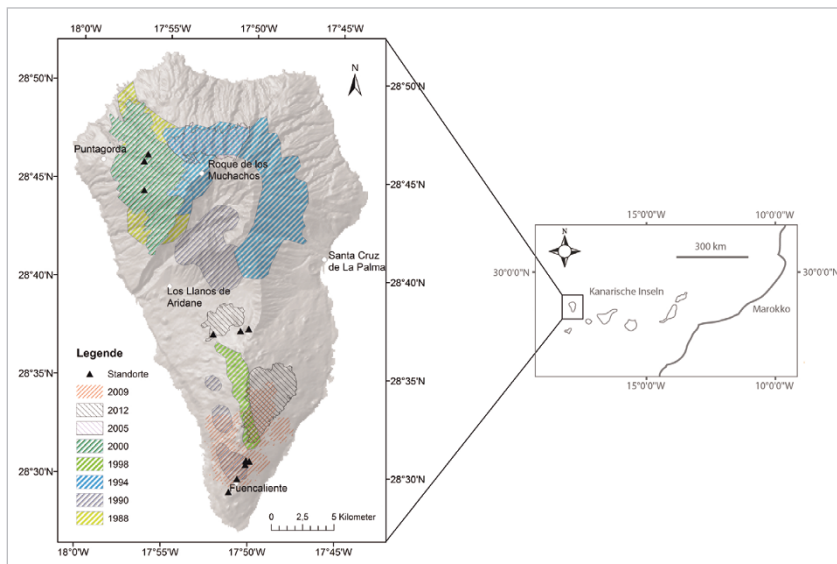


Abb. 4 Brandflächen auf La Palma

Brandflächen zwischen den Jahren 1988 und 2012 auf der Insel La Palma (Datengrundlage: Höllermann, 1995, 2000; Consejería de Medio Ambiente, 2011, 2012a, 2012b, 2013; DGM, IGN, 2011).

Durch die unterschiedliche Lage (Höhenlage und Exposition) reichen die Niederschläge der Untersuchungsflächen durchschnittlich von 400 mm/a im Süden der Insel bis etwa 800 mm/a im zentralen Teil der Insel. Die Untersuchungsflächen im Süden der Insel sind gekennzeichnet von rezenten Lavaströmen, sog. Malpaíses, auf welchen noch keine oder erst seit kurzem Bodenbildung stattfindet und gering entwickelten bzw. wenig differenzierten Böden, die sich über Asche oder Lavaströmen gebildet haben (Fernández-Caldas, 1978). Im Norden liegen die Untersuchungsflächen alle im Bereich schon weiter entwickelter Braunerden (Rodríguez-Rodríguez & Mora Hernández, 2000).

Insgesamt können die Untersuchungsflächen im Kiefernwald in drei Bereiche unterteilt werden: Einen südlichen Bereich, der 2009 unter Brandeinfluss gestanden hat, einen mittleren Bereich, in dem es in den letzten 40 Jahren nicht gebrannt hat und einen nordwestlichen Bereich, in welchem der letzte große Brand im Jahr 2000 stattgefunden hat und wo 2012 einige der Untersuchungsflächen von einem wenig intensiven, sehr kleinräumigen Brand erfasst wurden. Ein großflächiger Brand erfasste im Sommer 2012 den zentralen Teil der Insel, u. a. einen landwirtschaftlich genutzten Hang, auf dem sich mit den anschließenden Niederschlägen im Herbst 2012 Muren bildeten und Gullies einschnitten. Dieses Ereignis wurde, obgleich es nicht im Kiefernwald stattfand, in die Untersuchungen miteingebunden und wird im Folgenden als Bereich IV bezeichnet.

5 Methodik

Um die oben genannten Ziele einer quantitativen und qualitativen Analyse der Bodenerosion auf post-Brandflächen erfüllen und damit auch die Resilienz des Systems beurteilen zu können, wurden unterschiedliche Methoden eingesetzt.

Zum einen wurde die Brandfläche von 2009 intensiver betrachtet, um den Einfluss des Feuers auf die Entstehung von Gullies und Rinnen einschätzen zu können. Dort erfolgten u. a.:

- eine Kartierung des Verbrennungsgrades der Kiefern auf einem Luftbild (CNIG, 2011) und damit eine Einschätzung der Brandintensität,
- eine Kartierung der Kiefern auf einem Luftbild (CNIG, 2011) für eine Berechnung der Baumdichte,
- eine Kartierung im Gelände von linearen Erosionserscheinungen bzw. Gullies und
- eine Kartierung im Gelände von offen liegenden Kiefernwurzeln in Gullies (s. Abbildung 5) – eine Schwärzung der Wurzeln deutet daraufhin, dass die

Wurzeln zum Zeitpunkt des Brandes bereits über der Bodenoberfläche lagen und damit der Gully schon existierte; keine Schwärzung der Wurzeln lässt im Gegenzug den Schluss zu, dass der Gully erst nach dem Brand entstanden war – damit sollte der Einfluss von Feuer auf die Gullybildung abgeschätzt werden.



Abb. 5 Brandschäden an Kanarischen Kiefern

Geschwärzter, rußiger Stamm und ungeschwärzte, freiliegende Wurzeln einer Kiefer zeigen die ehemalige Geländeoberfläche an (Fotos: Umstädter, 2012).

Diese Daten gingen zusammen mit Hangneigungen und Einzugsgebieten der Gullies, die aus einem Digitalen Geländemodell (DGM) abgeleitet wurden, in die Analyse eines Teilbereichs der Brandfläche von 2009 hinsichtlich der Sensitivität gegenüber Gullyentwicklung ein. Die Ergebnisse dieses Teils der Untersuchung werden im Folgenden nicht behandelt, sind jedoch in Umstädter (2015) nachzulesen.

Zum anderen wurden auf allen Untersuchungsflächen Bodenproben genommen und Bodenprofile gegraben, um zusätzlich zu Infiltrationsmessungen mithilfe eines Guelph-Permeameters die unterschiedlichen Böden und ihre Eigenschaften beurteilen zu können. Dies diente unter Einbeziehung der Niederschlagsdaten innerhalb der Messperiode einer Interpretation der mit einem Terrestrischen Laserscanner (Riegel LMS Z420i) gemessenen Erosionsraten für den Zeitraum Oktober 2011 bis Mai 2013. Dabei wurden die Untersuchungsflächen insgesamt vier Mal gescannt. Die entsprechenden Scanpositionen wurden anschließend mit einem differentiellen GPS-System (dGPS) mit RTK-Lösung (Real Time Kinematic) global verortet. Aus den Scanaufnahmen konnten referenzierte Digitale Geländemodelle (DGM) der einzelnen Untersuchungsflächen mit einer Auflösung von 5 cm erstellt werden.

Diese wurden im Anschluss miteinander verglichen, um so Abtrag und Ablagerung auf den Flächen detektieren und in der Folge auch quantifizieren zu können. Abbildung 6 zeigt die verwendeten Geräte im Geländeeinsatz.

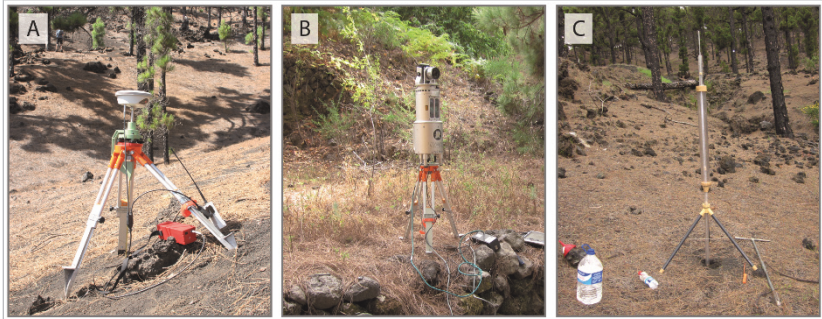


Abb. 6 Geräteinsatz im Gelände

A) Einmessen der Scanpositionen mittels dGPS; B) TLS-Messungen mittels LMS Z420i (Rieg) mit montierter Kamera und Tablet; C) Messungen der hydraulischen Infiltrationskapazität mittels Guelph-Permeameter (Fotos: Umstädter, 2011 (A, B) und Umstädter, 2013 (C)).

6 Ergebnisse

Die Böden der verschiedenen Untersuchungsflächen unterscheiden sich durch ihr unterschiedliches Alter und den Entwicklungsgrad v. a. hinsichtlich ihrer Ton- und Schluffgehalte, der organischen Bestandteile und der hydraulischen Leitfähigkeiten. Dies und die unterschiedliche Brandgeschichte führen zu Unterschieden im Hinblick auf Erosion und Akkumulation. Im Folgenden werden die Ergebnisse der TLS-Messungen, unterteilt nach den verschiedenen Brandflächen, vorgestellt.

Brandfläche 2009 – Untersuchungsflächen im Süden der Insel

Die Böden im Süden der Insel (Brandfläche 2009) weisen aufgrund des jungen Alters dieses Teilbereichs (über ^{14}C auf $3,2 \pm 0,1$ ka datiert (Grafcán, 2012)) geringe Ton- und Schluffgehalte (überwiegend Litosole, Regosole oder junge Böden über Asche und Lapilli) und sehr geringe organische Bestandteile auf. Das Substrat ist locker gelagert und relativ leicht, weshalb auch die hydraulischen Leitfähigkeiten sehr groß sind.

An verschiedenen Gullies konnte durch eine fehlende Schwärzung der Wurzeln die ehemalige Geländeoberfläche, die zum Zeitpunkt des Brandes im Sommer 2009 bestanden haben muss, abgeschätzt werden. So konnte mithilfe der TLS-Daten das fehlende Material grob berechnet werden, obwohl das Erosionsereignis zeitlich noch vor dem Beginn der Untersuchungen lag. Abbildung 7 zeigt für drei Gullystandorte das berechnete, ausgetragene Material.

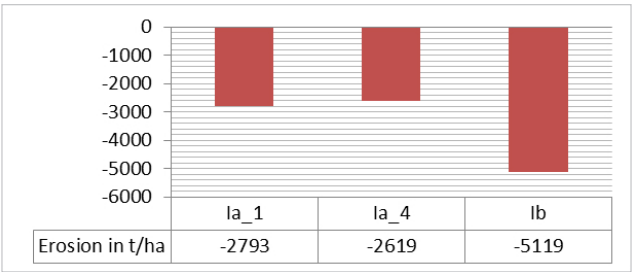


Abb. 7 Bodenerosion

Erosion an drei Gullystandorten (Ia_1, Ia_4 und Ib) auf der Brandfläche von 2009, die durch die Niederschläge im Dezember 2009 hervorgerufen wurde (Umstädter, 2015).

Die Oberflächenveränderungen, die mithilfe des TLS während des Untersuchungszeitraumes (Herbst 2011 bis Frühjahr 2013) gemessen werden konnten, sind nicht überall und während des ganzen Untersuchungszeitraums auf „echte“ Bodenerosion bzw. Akkumulation im klassischen geomorphologischen Sinn zurückzuführen. An einigen Standorten war die Entfernung von Nadelstreu für die gemessenen Veränderungen verantwortlich. Lokale Bauern hatten hier zum Teil flächenhaft Streu eingesammelt, was jedoch erst durch eine Überprüfung im Gelände ersichtlich wurde. Auch trug Vegetation, die im Laufe der Untersuchung gewachsen war, an zwei Standorten zu einer Veränderung der Oberfläche bei. „Echte“ Erosion und Akkumulation waren vor allem das Ergebnis eines intensiveren Niederschlagsereignisses, das sich im Oktober/November 2012 ereignete. Diese Niederschläge führten zu kleineren Erosionserscheinungen vor allem an den Hangkanten und in der Tiefenlinie der Gullies und Rinnen, obgleich sehr viel moderater als noch 3 Jahre zuvor. Die Oberflächenveränderungen waren während des Untersuchungszeitraums trotz des Starkregens im Jahr 2012 um den Faktor 16 bis 100 kleiner als im Dezember 2009.

Im zentralen Teil der Insel, auf Flächen die in den letzten 40 Jahren nicht unter Feuereinfluss gestanden hatten, konnten nur in den Rinnen geringe Umlagerungsprozesse festgestellt, bzw. größere Oberflächenveränderungen auf die Aktivitäten von Streusammlern zurückgeführt werden. Die Böden an diesen beiden Standorten wiesen durch ihr unterschiedliches Alter verschiedene Ton- und Schluffgehalte, sowie verschieden große organische Anteile auf und damit auch sehr unterschiedliche hydraulische Infiltrationskapazitäten. Doch trotz der geringeren hydraulischen Infiltrationskapazität an einem der beiden Standorte konnten keine erosiven Prozesse detektiert werden.

Die Untersuchungsflächen im nordwestlichen Teil der Insel unterscheiden sich von den Flächen im südlichen Teil der Insel hinsichtlich ihres höheren Alters, der daher weiter entwickelten Böden und damit auch höheren Ton- und Schluffgehalte, was sich in geringeren hydraulischen Leitfähigkeiten und einem höheren organischen Anteil niederschlägt (wie bereits bei einem der beiden Standorte im zentralen Teil der Insel).

Drei der Untersuchungsflächen im Norden waren von einem kleinräumigen und wenig intensiven bzw. durch einen geringen Schaden gekennzeichneten Brandereignis im Winter 2012 beeinflusst. Vor allem die an den Hängen gemessene Erhöhung der Bodenoberfläche, kann vor allem dem Brandereignis zugeschrieben werden, da zeitlich versetzt zum Feuer viele, der durch die Hitze angesengten Kiefernadeln zu Boden fielen und als Zuwachs registriert wurden. Abbildung 8 zeigt einen dieser Standorte und die detektierten Oberflächenveränderungen über den Winter 2012. Größere Umlagerungsprozesse ereigneten sich nur in der Tiefenlinie (blau: Erhöhung der Oberfläche des Geländemodells = Akkumulation; rot: Verringerung der Oberfläche des Geländemodells = Erosion). Dabei ist eine flächenhafte Oberflächenerhöhung auf beiden Hangseiten des Kerbtals gut zu erkennen, welche herabgefallene Nadeln zwischen den beiden Messzeitpunkten Mai 2012 und Mai 2013 zeigt. Die linienhafte Verringerung der Bodenoberfläche in der unteren Hälfte des gesannten Bereichs deutet vermutlich auf eine Wildwechselspur hin.

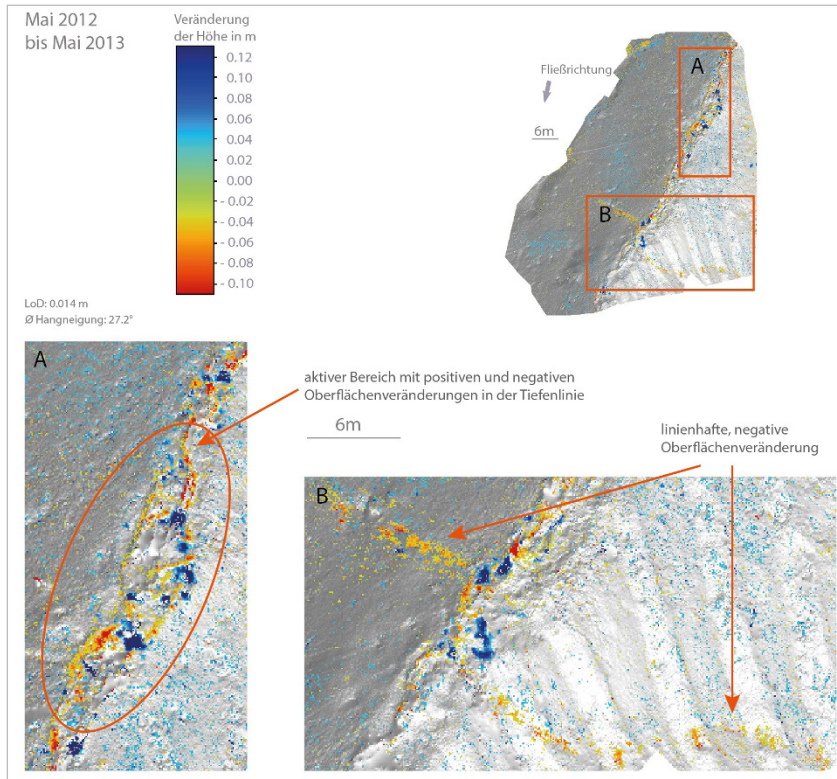


Abb. 8 Oberflächenveränderungen

Veränderungen der Geländeoberfläche an einem Standort im Norden der Insel zwischen den Aufnahmen Mai 2012 und Mai 2013 (Umstädter, 2015).

Insgesamt sind die gemessenen Erosions- und Akkumulationsraten (s. Abbildung 9) im Vergleich zu Angaben aus der Literatur als hoch einzustufen. Dabei muss allerdings berücksichtigt werden, dass bei vorliegender Untersuchung mithilfe eines TLS alle Umlagerungsprozesse auf den jeweils betrachteten Flächen quantifiziert werden, wohingegen bei den meisten bisher durchgeführten Studien „nur“ der Austrag aus dem betrachteten Einzugsgebiet bestimmt wurde. Dies führt teilweise zu sehr unterschiedlichen Ergebnissen. Auch können, wie bereits ausgeführt, nicht alle Veränderungen auf Erosions- und Akkumulationsprozesse zurückgeführt werden. Eine differenzierte Betrachtung ist notwendig.

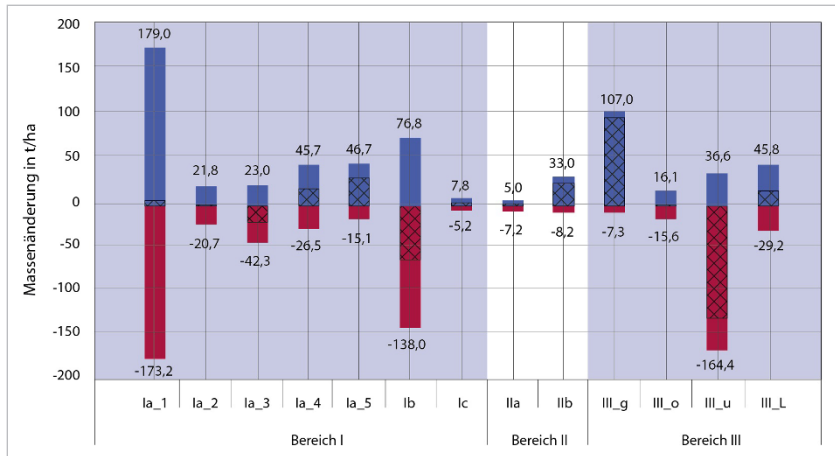


Abb. 9 Veränderungen der Geländeoberfläche

Gemessene Veränderungen der Geländeoberfläche in t/ha von Oktober 2011 bis Mai 2013 in den drei unterschiedlichen Bereichen (Umstädter, 2015).

Im zentralen Teil der Insel, in dem sich 2012 ein relativ intensiver Brand ereignet hatte, entwickelten sich, ebenso wie im südlichen Teil der Insel, bereits nach dem Brandereignis im Jahr 2009, Gullies und Muren (s. Abbildung 10). Durch TLS-Aufnahmen konnte der Materialaustrag bestimmt werden, der über Luftbilder (vorher-nachher) und Gespräche mit den Anwohnern eindeutig dem ersten Niederschlagsereignis nach dem Feuer zuzuordnen ist. Die Höhe des Austrags ist dabei vergleichbar mit der Erosion, die im Süden der Insel als Folge des Brandes von 2009 und der anschließenden Niederschläge stattgefunden hat. Eine weitere TLS-Aufnahme im Mai 2013, um die Entwicklung der Gullies über den Winter 2012/2013 beurteilen zu können, konnte nicht durchgeführt werden, da ein starkes Wachstum von Gräsern die Sicht auf den Boden zu sehr beeinträchtigte.

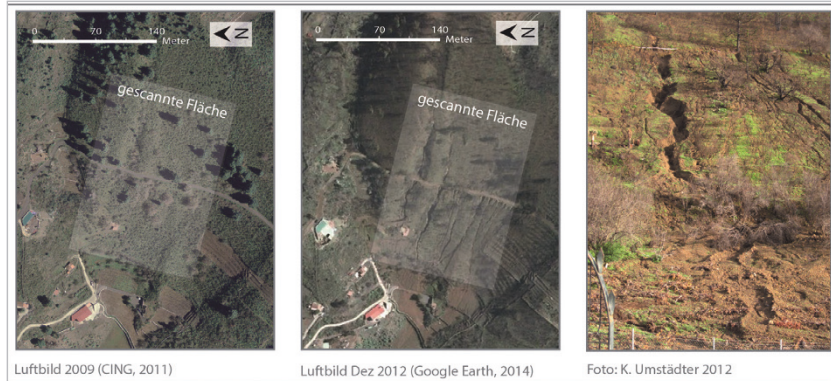


Abb. 10 Gullybildung am Steilhang

Eingeschnittene Gullies nach dem Niederschlagsereignis im Herbst 2012 auf der Brandfläche im zentralen Teil der Insel (Brandereignis Sommer 2012).

7 Diskussion und Schlussfolgerungen

Ein Vergleich der Untersuchungsflächen der verschiedenen Bereiche gestaltet sich schwierig. Das Alter bzw. der Entwicklungsgrad der Böden, die Aggregatstabilität, der Anteil an Lockermaterial, die klimatischen Bedingungen und vor allem die Brandgeschichte (Jahr und Verbrennungsgrad) beeinflussen die Vulnerabilität gegenüber Bodenerosion. Der Verbrennungsgrad bzw. die Schwere des Brandes (sog. *fire severity*), welche u. a. wesentlich die Zerstörung der Nadelstreuauflage am Boden und die Nadelbedeckung der Kiefern (als potentielle Quelle einer neuen Nadelstreuauflage am Boden nach einem Brand) beeinflusst, zeigt sich in den unterschiedlichen Erosions- und Akkumulationsraten der verschiedenen Bereiche und Untersuchungsflächen. Der Brand im Jahr 2012 im Norden der Insel (Bereich III) führte aufgrund der sehr geringen *fire severity* im Gegensatz zu dem Brandereignis im Jahr 2009 im Süden der Insel (Bereich I) mit einer hohen *fire severity* zu geringen Abtragsraten. Im zentralen Teil der Insel, auf dem im Jahr 2012 ein Feuer ausbrach und Teile einer landwirtschaftlichen Fläche zerstörten, zeigte einerseits aufgrund der mittleren bis hohen *fire severity* viel stärkere Auswirkungen als der Brand des gleichen Jahres im Norden der Insel. Andererseits stand durch die landwirtschaftliche Nutzung der Fläche im Gegensatz zu den nördlichen Untersuchungsflächen im Kiefernwald, keine potentielle Streu-Quelle für eine „post-Brand-Schutzschicht“

zur Verfügung (Umstädter, 2015). Damit trafen die, nach dem Brandereignis im Oktober/November 2012 gefallenen, intensiven Niederschläge auf einen unbedeckten, vom Feuer beeinflussten Boden, was Muren und die Entwicklung von Gullies zur Folge hatte.

Die nach einem Brand herabfallende Nadelstreu, insofern noch Nadeln nach dem Brand an den Bäumen vorhanden sind, kann zu einer starken Verringerung der Bodenerosion in der post-Brand-Phase beitragen. Dies zeigten auch Untersuchungen u. a. von Cerdà & Doerr (2008) und Pannuk & Robichaud (2003).

Window-of-disturbance

Das „window-of-disturbance“ unterliegt in der Literatur keiner exakten Zeitvorgabe. Untersuchungen der vergangenen Jahre haben aufgrund von regionalen Unterschieden mit variierendem Klima, Boden und Vegetation, aber auch bedingt durch verschiedene methodische Herangehensweisen Zeitfenster von wenigen Monaten bis zu einigen Jahren angenommen (Shakesby, 2011).

Brandfläche 2009 im Süden der Insel

Trotz eines deutlichen Materialtransports in den Rinnen und Gullies und damit auch einem Austrag von lockerem Material von den Hängen und den Gullies selbst, gibt es Hinweise auf eine Regenerationsphase nach dem Brand und dem Zurückkehren der Erosionsraten zur *background sediment yield*. Die Erosion in den Gullies während der Untersuchung war um den Faktor 16 bis 100 kleiner als im Dezember 2009. Auch die intensiven Niederschläge im Herbst 2012 hatten auf die Erosion und Akkumulation kaum Einfluss. Somit kann für den kanarischen Kiefernwald auf den betrachteten Flächen ein grober Zeitraum erhöhter Vulnerabilität von etwa drei bis vier Jahren nach *high-severity* Bränden angegeben werden (s. Abbildung 11). Während des Untersuchungszeitraums (2011 bis 2013) konnte eine sukzessive Rückkehr der bodenbedeckenden Vegetation auf der Brandfläche registriert werden, die von tiefer gelegenen Hangbereichen ausgehend langsam auch die höher gelegenen Bereiche erfasste. Diese Vegetation ist u. a. verantwortlich für die geringeren Umlagerungsprozesse.

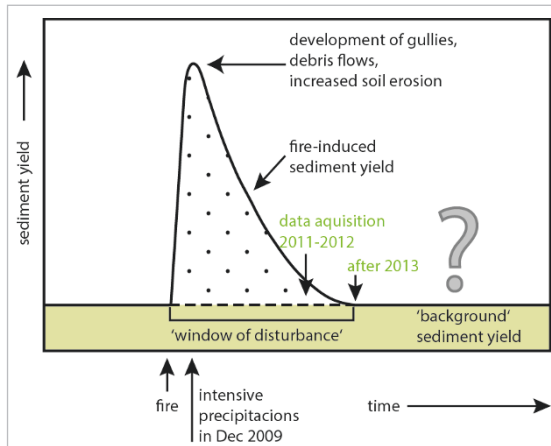


Abb. 11 Post wildfire soil erosion model

Mögliche Interpretation des *post-wildfire soil erosion ,model'* von Prosser & Williams (1998), verändert nach Shakesby & Doerr (2006) auf der Brandfläche im Süden der Insel (Umstädter, 2015).

Brandfläche 2000 und 2012 im Nordwesten der Insel

Auf den Untersuchungsflächen im Nordwesten der Insel konnte kaum Erosion und Akkumulation im klassischen, geomorphologischen Sinn gemessen werden. Eine erhöhte Vulnerabilität in Bezug auf das Brandereignis im Jahr 2000 konnte somit nicht nachgewiesen werden. Untersuchungen von Moody et al. (2013) ergaben, dass Reaktionen auf einen Brand nach etwa 7 Jahren kaum noch detektiert werden können und decken sich mit den Ergebnissen der vorliegenden Studie. Die rasche Wiederbedeckung des Bodens durch herabgefallene Nadelstreu auf den Flächen des *low-severity* Brandes 2012 sorgte für eine Stabilisierung des Bodens, weshalb in diesem Fall eine erhöhte Vulnerabilität ausgeschlossen werden kann. Zu ähnlichen Ergebnissen kamen auch Cannon & Reneau (2000) in ihren Untersuchungen.

Brandfläche 2012 im zentralen Teil der Insel

Die Untersuchungsfläche auf einem landwirtschaftlich genutzten Hang im zentralen Teil der Insel, auf welcher sich durch die starken Regenfälle im Herbst 2012 Gullies bildeten und Muren abgingen, war nach einem Winter bereits wieder von relativ hohen Gräsern bestanden, die eine zweite TLS-Aufnahme behinderten. Die fehlende Bewaldung führte dazu, dass keine Schutzschicht aus herabfallender

Nadelstreu den Boden vor Splash-Erosion und erhöhtem Abfluss in der direkten post-Brand-Phase schützen konnte. Es stellt sich die Frage, ob die mittlerweile gewachsene Vegetation ausreicht, um den Boden bzw. das Lockermaterial, das sich in den Gullies angesammelt hat, zukünftig zu stabilisieren und vor den Folgen von Starkregenereignissen zu schützen.

Die Ergebnisse auf den unterschiedlichen Untersuchungsflächen zeigen, dass die Vegetation, die naturräumlichen Bedingungen und v. a. die *fire severity* das *window-of-disturbance* maßgeblich beeinflussen und daher dieser Zeitraum der erhöhten Vulnerabilität auch entsprechend angepasst werden muss. Die Regenerationsphase ist auf Flächen mit Kanarischen Kiefern, die mit erneutem und raschem Stockausschlag auf ein Brandereignis reagieren, kürzer als auf Flächen, auf denen durch das Feuer sämtliche Vegetation zerstört wird. Dies belegen auch die Ergebnisse der Erosionsmessungen. Es kann damit der Schluss gezogen werden, dass das *window-of-disturbance* unter kanarischem Kiefernwald durchschnittlich kürzer ist als andernorts.

Die Störung des Ökosystems im kanarischen Kiefernwald durch Brandereignisse hat aufgrund des anthropogenen Einflusses im Vergleich zum natürlichen Auftreten stark zugenommen. Flächenhafte Bodenerosion, aber auch die Entwicklung von Gullies und Muren, treten entsprechend häufiger auf. Der Brand und die nachfolgenden intensiven Niederschlägen im Jahr 2009 hatten nicht nur einen Verlust von Boden, sondern auch eine Gefährdung des Menschen zur Folge. In den entstandenen Gullies wird auch künftig verstärkt Materialtransport stattfinden, dennoch hat sich das System langfristig wenig verändert.

Durch die sehr geringe Nutzung des kanarischen Kiefernwaldes, also einem entsprechend geringen Nutzungsdruck, und der spezifischen Eigenschaften des kanarischen Kiefernwaldes, können sich Vegetation und Boden regenerieren und zu ihrem Ursprungszustand zurückkehren, solange die Feuerfrequenz nicht ansteigt.

Um nach einem Brandereignis erhöhte Bodenerosionsraten zu verhindern oder zu vermindern, sollten vor allem in den Bereichen, in denen es in der Folge des Brandes zu einer Bedeckung mit angesengter Nadelstreu kommt, zumindest im ersten Jahr nach dem Feuer auf eine Streusammlung vollständig verzichtet werden. Sollte keine bodenbedeckende Vegetation oder sonstige Schicht erhalten geblieben sein, müssen andere Maßnahmen wie die Einrichtung von Sperren und Verbauungen oder die Ausbringung von Mulch o. ä. ergriffen werden (Studien hierzu wurden u. a. von Badía & Martí, 2000; Groen & Woods, 2008; Robichaud, 2005; Prats et al., 2013; Díaz-Raviña et al., 2013; Robichaud et al. 2013 durchgeführt) um den Boden zu stabilisieren und vor erosiven Niederschlägen zu schützen.

Insgesamt kann bei dem kanarischen Kiefernwald auf La Palma von einem resilienten System gesprochen werden, das es schafft, wieder zum Ausgangszustand zurückzukehren, wenn die Frequenz der Störungen nicht zunimmt. Dieses Ergebnis kann jedoch nicht ohne weiteres auf andere Gebiete mit kanarischem Kiefernwald übertragen werden, ohne die Nutzung und die menschlichen Aktivitäten entsprechend zu berücksichtigen.

Literatur

- Badía, D. & Martí, C. (2000). Seeding and mulching treatments as conservation measures of two burned soils in the central Ebro valley, NE Spain. *Arid Soil Research and Rehabilitation*, 13: 219-232.
- Bowman, D.M.J.S., Balch, J.K., Artaxo, P., Bond, W.J., Carlson, J.M., Cochrane, M.A. & et al. (2009). Fire in the Earth System. *Science*, 324: 481-484.
- Cannon, S.H. & Reneau, S.L. (2000). Conditions for generation of fire-related debris flows, Capulin Canyon, New Mexico. *Earth Surface Processes and Landforms*, 25: 1103-1121.
- Cerdà, A. & Doerr, S.H. (2008). The effect of ash and needle cover on surface runoff and erosion in the immediate post-fire period. *Catena*, 74/3: 256-263.
- Certini, G. (2005). Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia*, 143 1: 1-10.
- Chacón, M. (2009): Fuencaliente calcula 20 millones en daños. *El Día*, 29.12.2009, S. online. Online verfügbar unter <http://eldia.es/2009-12-29/palma/2-Fuencaliente-calcula-millonnes-danos.htm>, zuletzt geprüft am 18.06.2014.
- CNIG-Centro Nacional de Información Geográfica, Instituto Geográfico Nacional (2011). Orthophoto 2009.
- Consejería de Medio Ambiente, Cabildo de Palma (2011). Incendio 2009.
- Consejería de Medio Ambiente, Cabildo de Palma (2012a). Incendios 2000.
- Consejería de Medio Ambiente, Cabildo de Palma (2012b). Incendios 2005.
- Consejería de Medio Ambiente, Cabildo de Palma (2013). Incendios 2012.
- Díaz Lorenzo, J.C. (2009). Fotodokumentation „Lluvias 2009“.
- Díaz-Raviña, M., Martín, A., Barreiro, A., Lombao, A., Iglesias, L., Díaz-Fierros, F. & Carballas, T. (2013). Mulching and seeding treatments for post-fire stabilization techniques in Laza (NW Spain): medium-term effects on soil quality and effectiveness. *Flamma*, 4(1): 37-40.
- Dorren, L. K. A. & Imeson, A. C. (2005). Soil erosion and the adaptive cycle metaphor. *Land Degradation & Development*, 16(6): 509-516.
- Fernández-Caldas, E., Tejedor Salguero, M.L. & Rodríguez Rodríguez, A. (1978). Suelos de las Islas Canarias. Ecología, distribución geográfica y características. *Anuario de Estudios Atlánticos*, 24: 617-650.
- Fox, D. M. (2011). Evaluation of the efficiency of some sediment trapping methods after a Mediterranean forest fire. *Journal of Environmental Management*, 92(2): 258-265.

- Frielinghaus, M., Feldwisch, N. & Feldhaus, D. (2010). Böden – die dünne Haut der Erde. In: H. Helbig, M. Möller, G. Schmidt & Bundesverband Boden e.V. (BVB) (Hrsg.), Bodenerosion durch Wasser in Sachsen-Anhalt (pp. 1-4). Berlin: E. Schmidt (BVB-Materialien, 15).
- Gobierno de Canarias (2013a). Estadística de incendios en la Islas Canarias.
- Gobierno de Canarias (2013b). Estadística de incendios de La Palma.
- Grafcan-Cartográfica de Canarias S.A., Gobierno de Canarias (2012). Geología.
- Groen, A. H. & Woods, W. (2008). Effectiveness of aerial seeding and straw mulch for reducing post-wildfire erosion, north-western Montana, USA. *International Journal of Wildland Fire*, 17(5): 559-571.
- Höllermann, P. (1995). Wald- und Buschbrände auf den westlichen Kanarischen Inseln. Ihre geoökologischen und geomorphologischen Auswirkungen. 1. Auflage. Göttingen: Vandenhoeck & Ruprecht. (Abhandlungen der Akademie der Wissenschaften zu Göttingen. Mathematisch-physikalische Klasse, 46).
- Höllermann, P. (1996). Feuer als geoökologischer Faktor in subtropischen Winter-Regengebieten. Das Beispiel der jüngsten Wald- und Buschbrände auf den Kanarischen Inseln. *Geoökodynamik*, 17(1): 1-24.
- Höllermann, P. (2000). The impact of fire in Canarian ecosystems 1983-1998. *Erdkunde* 54: 70-75.
- Holling, C.S. (1973). Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4: 1-23.
- IGN – Instituto Geográfico Nacional (2011). DGM 5m.
- Knaus, A., Renn, O. (1999). Den Gipfel vor Augen. Unterwegs in eine nachhaltige Zukunft. TA-Informationen 1/99: 22. Stuttgart.
- Lal, R. (1997). Degradation and resilience of soils; *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* (1997) 352: 997-1010.
- Lüpnitz, D. (1999). Der Einfluss von Feuer auf die kanarischen Kiefernwälder. *Mitteilungen der Deutschen Dendrochronologischen Gesellschaft*: 23-38.
- Moody, J.A., Shakesby, R.A., Robichaud, P.R., Cannon, S.H. & Martin, D.A. (2013). Current research issues related to post-wildfire runoff and erosion processes. *Earth-Science Reviews* 122: 10-37.
- Neary, D.G., Ryan, K.C. & DeBano, L.F. (2006). *Wildland Fire in Ecosystems: Effects of Fire on Soil and Water*. Stream Systems Technology Center (April). S.n/a.
- Pannkuk, C.D. & Robichaud, P.R. (2003). Effectiveness of needle cast at reducing erosion after forest fires. *Water Resources Research*, 39(12): 1-9.
- Pausas, J.G. & Vallejo, R.V. (1999). The role of fire in European Mediterranean Ecosystems. In: E. Chuvieco (Hrsg.), *Remote Sensing of large wildfires in the European Mediterranean basin* (pp. 3-16). Springer-Verlag.
- Pausas, J.G. & Keeley, J.E. (2009). A Burning Story: The Role of Fire in the History of Life. *BioScience*, 59(7): 593-601.
- Pimentel, D. & Kounang, N. (1998). Ecology of Soil Erosion in Ecosystems. *Ecosystems* 1: 416-426.
- Pimentel, D. (2006). Soil Erosion: A Food and Environmental Threat. *Environment, Development and Sustainability*, 8(1): 119-137.
- Pyne, S. J. (2009). *Eternal Flame: An Introduction to the Fire History of the Mediterranean*. *Earth Observation of Wildland Fires in Mediterranean Ecosystems*: 11-26.

- Prats, S.A., Malvar, M.C., Vieira, D.C.S., MacDonald, L. & Keizer, J.J. (2013). Effectiveness of hydromulching to reduce runoff and erosion in a recently burnt pine plantation in central Portugal. *Land Degradation & Development*, published online.
- Prosser, I.P. & Williams, L. (1998): The effect of wildfire on runoff and erosion in native Eucalyptus forest. *Hydroecological Processes*, 12: 251-265.
- Robichaud, P.R. (2005). Measurement of post-fire hillslope erosion to evaluate and model rehabilitation treatment effectiveness and recovery. *International Journal of Wildland Fire*, 14: 475-485.
- Robichaud, P.R., Lewis, S.A., Wagenbrenner, J.W., Ashmun, L.E. & Brown, R.E. (2013). Post-fire mulching for runoff and erosion mitigation: Part I: Effectiveness at reducing hillslope erosion rates. *Catena*, 105(0): 75-92.
- Shakesby, R.A. (2011). Post-wildfire soil erosion in the Mediterranean: Review and future research directions. *Earth-Science Reviews*, 105(3-4): 71-100.
- Swanson, F.J. (1981). Fire and geomorphic processes. *Proceedings, Fire regimes and ecosystem conference*: 401-420.
- Shakesby, R. & Doerr, S. (2006). Wildfire as a hydrological and geomorphological agent. *Earth-Science Reviews*, 74(3-4): 269-307.
- Rodríguez Rodríguez, A. & Mora Hernández, J.L. (2000). Los Suelos. In: G. Morales-Matos & R. Pérez-González (Hrsg.), *Gran atlas temático de Canarias* (pp. 107-120). Santa Cruz de Tenerife: Editorial Interinsular Canaria.
- Umstädter, K. (2015). Bodenerosion nach Brandereignissen auf La Palma. Dissertation. Published online.
- WCED, World Commission on Environment and Development, (Hrsg.) (1987). *Our common future*. Oxford University Press, Oxford.

Open Access Dieses Kapitel wird unter der Creative Commons Namensnennung - Nicht kommerziell 2.5 International Lizenz (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc/2.5/deed.de>) veröffentlicht, welche für nicht kommerzielle Zwecke die Nutzung, Verbreitung und Wiedergabe in jeglichem Medium und Format erlaubt, sofern Sie den/die ursprünglichen Autor(en), den Titel des Werks und die Quelle ordnungsgemäß nennen, einen Link zur Creative Commons Lizenz beifügen und im Falle einer Abwandlung durch einen entsprechenden Hinweis deutlich erkennbar machen, dass Änderungen vorgenommen wurden.

Die in diesem Kapitel enthaltenen Bilder und sonstiges Drittmaterial unterliegen ebenfalls der genannten Creative Commons Lizenz, sofern sich aus der Abbildungslegende nichts anderes ergibt. Sofern das betreffende Material nicht unter der genannten Creative Commons Lizenz steht und die betreffende Handlung nicht nach gesetzlichen Vorschriften erlaubt ist, ist auch für die oben aufgeführten nicht-kommerziellen Weiterverwendungen des Materials die Einwilligung des jeweiligen Rechteinhabers einzuholen.