



universität
wien

MASTERARBEIT / MASTER'S THESIS

Titel der Masterarbeit / Title of the Master's Thesis

„Bodenerosion in mediterranen Weinbergen und Olivenhainen als aktuelles und zukünftiges Problem – ein Vergleich innerhalb Europas“

verfasst von / submitted by

Dominik Prinz, BEd

angestrebter akademischer Grad / in partial fulfilment of the requirements for the degree of
Master of Education (MEd)

Wien, 2020 / Vienna 2020

Studienkennzahl lt. Studienblatt /
degree programme code as it appears on
the student record sheet:

UA 199 510 529 02

Studienrichtung lt. Studienblatt /
degree programme as it appears on
the student record sheet:

Masterstudium Lehramt Sek (AB) Master
UF Geografie und Wirtschaftskunde UF Spanisch

Betreut von / Supervisor:

Dipl.-Geogr. Dr. Sabine Kraushaar

Eidesstattliche Erklärung

Ich versichere:

- dass ich die Masterarbeit selbstständig verfasst, andere als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel nicht benutzt und mich auch sonst keiner unerlaubten Hilfe bedient habe.
- dass alle Stellen, die wörtlich oder sinngemäß aus veröffentlichten und nicht veröffentlichten Publikationen entnommen sind, als solche kenntlich gemacht sind.
- dass ich dieses Masterarbeitsthema bisher weder im In- noch im Ausland (einer Beurteilerin/einem Beurteiler zur Begutachtung) in irgendeiner Form als Prüfungsarbeit vorgelegt habe.
- dass diese Arbeit mit der von der Begutachterin beurteilten Arbeit übereinstimmt.

Wien, am 23.11.2020

Unterschrift

Danksagung

Bevor in das Thema eingestiegen werden soll, ist es mir ein besonderes Anliegen noch einige Dankesworte auszusprechen. So möchte ich mich an dieser Stelle zuallererst herzlich bei Dipl.-Geogr. Dr. Sabine Kraushaar für die professionelle Betreuung meiner Masterarbeit und für die fachliche Unterstützung während des gesamten Forschungsprozesses bedanken. Vor allem bei der Entwicklung des wissenschaftlichen Konzeptes gab sie mir Anregungen zur Formulierung der Fragestellungen, Methodenwahl und Gliederung der Arbeit. Außerdem war sie bei der statistischen Auswertung der Daten eine große Unterstützung. Ohne die Hilfe von Dr. Kraushaar wäre eine Abschlussarbeit in dieser Art und Weise für mich persönlich nicht möglich gewesen. Weiters bedanke ich mich bei meinen Eltern, die mir während meiner gesamten Studienzeit beistanden und mir Mut zusprachen. Besonderer Dank gilt aber auch meinen Großeltern, die immer an mich glaubten und deren finanzielle Unterstützung mein Studium erst möglich machte.

Kurzfassung

Hydrologische Extremwetterereignisse und unangemessene landwirtschaftliche Praktiken führen im Mittelmeerraum zu einer fortschreitenden physikalischen Bodenerosion, die besonders in Weinbergen und Olivenhainen problematisch ist. Zur Analyse des Bodenabtrags in Weinbergen und Olivenhainen wurden Datenbanken erstellt, die die Erosionsraten unterschiedlicher Vegetationsbedeckungen bzw. Kulturpflanzen von insgesamt 78 Studien zusammenfassen. Der Vergleich der jährlichen Erosionsraten zeigte, dass Wein mit $15,12 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ die höchsten mittleren Sedimentverluste aufweist, gefolgt von Oliven ($8,88 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$) und Obstgehölzen ($8,19 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$). Bei stündlichen Messwerten waren die mittleren Raten bei Obstgehölzen mit $3,19 \text{ t ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ höher als bei Wein ($1,63 \text{ t ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$) und kahlem Boden ($0,33 \text{ t ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$). Für Olivenhaine lagen nicht genügend Werte vor, um aussagekräftige Ergebnisse zu erhalten. Der Vergleich der Bodenverlustraten von Weinbergen semiarider und humider Regionen Europas zeigte keine wesentlichen Unterschiede. Mit $15,98 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ (semiarid) und $16,23 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ (humid) waren die durchschnittlichen Raten annähernd gleich. Geeignete Managementstrategien können die Erosionsraten in Weinbergen und Olivenhainen drastisch reduzieren. Flächen ohne Deckfrüchte wiesen mittlere Raten von $18,84 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ bzw. $2,47 \text{ t ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ auf, während die Sedimentverluste auf Flächen mit Deckfrüchten bei $5,59 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ bzw. $0,32 \text{ t ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ und mit Mulch bei $7,23 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ bzw. $0,48 \text{ t ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ lagen. Weiters wurde die Entwicklung der Häufigkeit von Starkniederschlagsereignissen an jeweils drei Orten in Südostspanien und Norditalien analysiert. Im südöstlichen Spanien konnten keine einheitlichen Tendenzen festgestellt werden. Für den Norden Italiens zeigten sich leicht positive Trends. Die Ergebnisse dieser Arbeit lassen auf eine ähnliche Problematik der Bodenerosion in Weinbergen, Olivenhainen, Obstgehölzen und auf kahlem Boden schließen. Vor dem Hintergrund des Klimawandels sollten dringend bodenschützende Managementtechniken in Weinbergen und Olivenhainen etabliert werden, um den Bodenabtrag nachhaltig zu verringern.

Schlüsselbegriffe: Bodenerosion, Mittelmeerraum, Weinberge, Olivenhaine, Vegetationsbedeckung, Klimawandel, Starkregenereignisse, Extremniederschläge, Deckfrüchte, Mulch, semiaride/humide Regionen

Abstract

Hydrological extreme weather events and inadequate agricultural practices have led to advancing physical soil erosion in the Mediterranean, which is particularly problematic in vineyards and olive groves. For the analysis of soil erosion in vineyards and olive groves, databases were created which summarize the erosion rates of different vegetation covers respectively crops from a total of 78 studies. The comparison of the annual erosion rates depicted vineyards, with $15.12 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ to exhibit the highest average loss of sediments, followed by olives ($8.88 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$) and fruit trees ($8.19 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$). When looking at hourly measurements, the mean erosion rates in fruit trees ($3.19 \text{ t ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$) were higher than in vineyards ($1.63 \text{ t ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$) and bare soil ($0.33 \text{ t ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$). For olive groves, there were insufficient values available to obtain meaningful results. The comparison of the soil loss rates from vineyards in semi-arid and humid regions of Europe uncovered no relevant differences. The average rates were almost identical for semi-arid ($15.98 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$) and humid ($16.23 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$) conditions. Appropriate management strategies can drastically decrease erosion rates in vineyards and olive groves. Surfaces without cover crops showed average rates of $18.84 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ or $2.47 \text{ t ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$, while surfaces with cover crops showed rates of $5.59 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ or $0.32 \text{ t ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ and with mulch $7.23 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ or $0.48 \text{ t ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$. Furthermore, the change in frequency of heavy precipitation events was analyzed in three locations each in both south-east Spain and northern Italy. In south-eastern Spain, no uniform tendencies were observed, while the north of Italy showed slightly positive trends. The results of this work suggest a similar problem of soil erosion in vineyards, olive groves, fruit tree orchards and on bare soil. Against the background of climate change, soil-protecting management techniques should urgently be established in vineyards and olive groves in order to sustainably reduce soil erosion.

Keywords: soil erosion, Mediterranean, vineyards, olive groves, vegetation cover, climate change, heavy rain events, extreme precipitation, cover crops, mulch, semi-arid/humid regions

Inhalt

Danksagung	III
Kurzfassung	IV
Abstract	V
Abbildungsverzeichnis	X
Tabellenverzeichnis	XIV
Vorwort	XVI
1 Einleitung	1
2 Forschungsstand - Theoretische Grundlagen	6
2.1 Bodenerosion durch Wasser	7
2.1.1 Definition.....	7
2.1.2 Bodenerosionsprozess	7
2.2 Einflussfaktoren der Bodenerosion	9
2.2.1 Boden	9
2.2.2 Raum	10
2.2.3 Vegetation.....	10
2.2.4 Klima	10
2.2.5 Landnutzung	11
2.3 Erscheinungsformen der Bodenerosion	13
2.3.1 Flächenerosion.....	13
2.3.2 Rillenerosion	13

2.3.3 Rinnenerosion.....	13
2.3.4 Gullyerosion.....	14
2.3.5 Tunnelerosion.....	14
2.4 Starkregenereignisse und Bodenerosion im Mittelmeerraum	14
3 Forschungsfragen.....	16
4 Untersuchungsgebiet	19
4.1 Der Mittelmeerraum	19
4.1.1 Klima.....	20
4.1.2 Geologie und Relief.....	21
4.1.3 Böden.....	22
4.1.4 Vegetation	23
4.1.5 Landnutzung.....	24
4.2 Weinberge und Olivenhaine.....	25
5 Methodik.....	27
5.1 Datenanalyse	27
5.2 Literaturlauswertung	32
6 Ergebnisse.....	35
6.1 Erosionsraten unterschiedlicher Vegetationsbedeckungen/Kulturpflanzen.....	35
6.1.1 Einteilung der unterschiedlichen Vegetationsbedeckungen/Kulturpflanzen	35
6.1.2 Analyse und Interpretation der Erosionsraten	35
6.2 Erosionsraten in Weinbergen semiarider und humider Regionen Europas.....	44
6.2.1 Definition 'semiarid' und 'humid' und Einteilung der Messstandorte	44
6.2.2 Analyse und Interpretation der Erosionsraten	47

6.3 Erosionsraten in Weinbergen und Olivenhainen unter dem Einsatz bodenschützender Managementstrategien	50
6.3.1 Einteilung der unterschiedlichen Bewirtschaftungspraktiken	50
6.3.2 Analyse und Interpretation der Erosionsraten	52
6.4 Entwicklung von Starkniederschlagsereignissen im Mittelmeerraum	57
6.4.1 Definition 'Starkniederschlagsereignisse'	57
6.4.2 Das Beispiel Südostspanien.....	58
6.4.3 Das Beispiel Norditalien.....	65
7 Diskussion	72
7.1 Vergleich der Erosionsraten unterschiedlicher Vegetationsbedeckungen/ Kulturpflanzen.....	72
7.1.1 Ergebnisse relevanter Erosionsstudien	72
7.1.2 Weinberge	79
7.1.3 Olivenhaine und andere Obstgehölze	81
7.1.4 Getreide	83
7.1.5 Natürliche Vegetation.....	84
7.2 Vergleich der Erosionsraten in Weinbergen semiarider und humider Regionen Europas	85
7.3 Bodenschützende Managementstrategien	90
7.3.1 Verwendung und Wirksamkeit von Deckfrüchten	91
7.3.2 Verwendung und Wirksamkeit von Mulch.....	100
7.3.3 Etablierung bodenschützender Maßnahmen.....	103
7.4 Auswirkungen des Klimawandels auf das Bodenerosionsrisiko im Mittelmeerraum.....	104
7.4.1 Bisherige Änderungen des Klimas und des Bodenerosionsrisikos.....	104

7.4.2 Zukünftige Änderungen des Klimas und des Bodenerosionsrisikos	107
8 Zusammenfassung	115
9 Ausblick	122
10 Literatur	124
11 Appendix.....	147
11.1 Tabelle der Erosionsraten unterschiedlicher Vegetationsbedeckun- gen/Kulturpflanzen ($t\ ha^{-1}\ Jahr^{-1}$)	148
11.2 Tabelle der Erosionsraten unterschiedlicher Vegetationsbedeckun- gen/Kulturpflanzen ($t\ ha^{-1}\ h^{-1}$).....	155
11.3 Tabelle der Erosionsraten in Weinbergen semiarider und humider Regionen Europas ($t\ ha^{-1}\ Jahr^{-1}$)	158

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1 – Bodenerosion in einem Olivenhain, links (Quelle: GARCÍA-RUIZ 2010: 7, Foto: LÓPEZ-BERMÚDEZ) und einem Weinberg, rechts (Quelle: ROY et al. 2018: 121).....	XVII
Abb. 2 – Regenerosivität in Europa (Quelle: Europäische Kommission 2020: 11).....	2
Abb. 3 – Bodenverlust durch Wasser in Europa (Quelle: ESDAC (European Soil Data Centre) 2020: https://esdac.jrc.ec.europa.eu/ [letzter Zugriff: 09.10.2020])	2
Abb. 4 – Anzahl der Publikationen über Bodenerosion nach Themen (Quelle: GARCÍA-RUIZ et al. 2013: 22).....	6
Abb. 5 – Anzahl der Publikationen über Bodenerosion nach Ländern (Quelle: GARCÍA-RUIZ et al. 2013: 21).....	6
Abb. 6 – Ablöseprozess von Sedimentpartikeln durch Regentropfen (Splash-Effekt) (Quelle: AUERSWALD 1998: 34).....	8
Abb. 7 – Bodenverlust im Verhältnis zum mittleren Jahresniederschlag (Quelle: GOUDIE 2002: 210)	11
Abb. 8 – Ergebnisse von Bodenerosionsversuchen auf Böden mit unterschiedlichen Vegetationsbedeckungen in einer semiariden Region von Tansania (Quelle: GOUDIE 2002: 211).....	12
Abb. 9 – Abgrenzung der Mediterraneis (Quelle: GUARINO et al. 2020: 639).....	19
Abb. 10 – Erosionsraten ($t\ ha^{-1}\ Jahr^{-1}$) unterschiedlicher Vegetationsbedeckungen/ Kulturpflanzen (Datengrundlage: Erosionsraten mehrerer Studien, sh. Tabelle im Appendix; eigene Darstellung)	36
Abb. 11 – Erosionsraten ($t\ ha^{-1}\ h^{-1}$) unterschiedlicher Vegetationsbedeckungen/ Kulturpflanzen (Datengrundlage: Erosionsraten mehrerer Studien, sh. Tabelle im Appendix; eigene Darstellung)	41
Abb. 12 – Köppen-Geiger Klimaklassifikation für Europa (Quelle: PEEL et al. 2007: 1641).....	45
Abb. 13 – Messstandorte der Erosionsraten in Weinbergen semiarider und humider Regionen Europas (Quelle: Esri; eigene Bearbeitung)	46

Abb. 14 – Erosionsraten ($t\ ha^{-1}\ Jahr^{-1}$) in Weinbergen semiarider und humider Regionen Europas (Datengrundlage: Erosionsraten mehrerer Studien, sh. Tabelle im Appendix; eigene Darstellung)	47
Abb. 15 – Erosionsraten ($t\ ha^{-1}\ Jahr^{-1}$) in Weinbergen und Olivenhainen unterschiedlichen Managements (Datengrundlage: Erosionsraten mehrerer Studien, sh. Tabelle im Appendix; eigene Darstellung)	52
Abb. 16 – Erosionsraten ($t\ ha^{-1}\ h^{-1}$) in Weinbergen und Olivenhainen unterschiedlichen Managements (Datengrundlage: Erosionsraten mehrerer Studien, sh. Tabelle im Appendix; eigene Darstellung)	55
Abb. 17 – Entwicklung der jährlichen Niederschlagssummen in Valencia von 1940-2019 (Datengrundlage: ECA&D 2020; eigene Berechnung und Darstellung)	59
Abb. 18 – Anzahl der Tage mit Starkniederschlägen ($\geq 30 - < 60\ mm$), heftigen Starkniederschlägen ($\geq 60 - < 100\ mm$) und extremen Starkniederschlägen ($\geq 100\ mm$) in Alicante von 1940-2019 (Datengrundlage: ECA&D 2020; eigene Berechnung und Darstellung)	60
Abb. 19 – Entwicklung der jährlichen Niederschlagssummen in Alicante von 1940-2019 (Datengrundlage: ECA&D 2020; eigene Berechnung und Darstellung)	61
Abb. 20 – Anzahl der Tage mit Starkniederschlägen ($\geq 30 - < 60\ mm$), heftigen Starkniederschlägen ($\geq 60 - < 100\ mm$) und extremen Starkniederschlägen ($\geq 100\ mm$) in Alicante von 1940-2019 (Datengrundlage: ECA&D 2020; eigene Berechnung und Darstellung)	62
Abb. 21 – Entwicklung der jährlichen Niederschlagssummen in Albacete Los Llanos von 1940-2019 (Datengrundlage: ECA&D 2020; eigene Berechnung und Darstellung)	63
Abb. 22 – Anzahl der Tage mit Starkniederschlägen ($\geq 30 - < 60\ mm$), heftigen Starkniederschlägen ($\geq 60 - < 100\ mm$) und extremen Starkniederschlägen ($\geq 100\ mm$) in Albacete Los Llanos von 1940-2019 (Datengrundlage: ECA&D 2020; eigene Berechnung und Darstellung)	64

Abb. 23 – Entwicklung der jährlichen Niederschlagssummen in Mailand von 1900-2007 (Datengrundlage: ECA&D 2020; eigene Berechnung und Darstellung).....	65
Abb. 24 – Anzahl der Tage mit Starkniederschlägen ($\geq 30 - < 60$ mm), heftigen Starkniederschlägen ($\geq 60 - < 100$ mm) und extremen Starkniederschlägen (≥ 100 mm) in Mailand von 1900-2007 (Datengrundlage: ECA&D 2020; eigene Berechnung und Darstellung).....	66
Abb. 25 – Entwicklung der jährlichen Niederschlagssummen in Bologna von 1900-2007 (Datengrundlage: ECA&D 2020; eigene Berechnung und Darstellung).....	67
Abb. 26 – Anzahl der Tage mit Starkniederschlägen ($\geq 30 - < 60$ mm), heftigen Starkniederschlägen ($\geq 60 - < 100$ mm) und extremen Starkniederschlägen (≥ 100 mm) in Bologna von 1900-2007 (Datengrundlage: ECA&D 2020; eigene Berechnung und Darstellung).....	68
Abb. 27 – Entwicklung der jährlichen Niederschlagssummen in Mantua von 1900-2007 (Datengrundlage: ECA&D 2020; eigene Berechnung und Darstellung).....	69
Abb. 28 – Anzahl der Tage mit Starkniederschlägen ($\geq 30 - < 60$ mm), heftigen Starkniederschlägen ($\geq 60 - < 100$ mm) und extremen Starkniederschlägen (≥ 100 mm) in Mantua von 1900-2007 (Datengrundlage: ECA&D 2020; eigene Berechnung und Darstellung).....	70
Abb. 29 – Mittlere jährliche Erosionsraten verschiedener Landnutzungen in Europa (Punkte=Mittelwerte; senkrechte Linien=Mediane) (Quelle: MAETENS et al. 2012: 617).....	75
Abb. 30 – Erosionsraten in Weinbergen nach durchschnittlichem Jahresniederschlag (Punkte=Mittelwerte) (Quelle: MAETENS et al. 2012: 629).....	86
Abb. 31 – Bodenerodierbarkeitsfaktor (K-Faktor) nach Klimazonen der Köppen-Geiger Klassifikation (Cf=ganzjährige Niederschläge; Cs=sommerliche Trockenzeit) (Quelle: SANCHIS et al. 2008: 1088).....	89
Abb. 32 – Erosionsraten unterschiedlicher Managementpraktiken in einem mediterranen Weinberg in Puisseguier, Südfrankreich (Quelle: Le	

BISSONNAIS & ANDRIEUX 2007, aus RACLOT et al. 2018: 795, verändert).....	91
Abb. 33 – Typische Entwicklung einer temporären Grasbedeckung in einem Olivenhain während der vier Jahreszeiten (Quelle: GÓMEZ 2017: 16)	95
Abb. 34 – Strohmulch (links) und Schnittreste (rechts) in Weinbergen (Quelle: PROSDOCIMI et al. 2016a: 3, Foto: CERDÀ).....	101
Abb. 35 – Veränderung der Wahrscheinlichkeit für erosive Starkniederschläge im Mittelmeerraum (Quelle: DIODATO et al. 2011: 596).....	104
Abb. 36 – Relative Änderung der Auftretswahrscheinlichkeit extremer Niederschläge im Mittelmeerraum bis 2100 zweier Klimawandelszenarien (Quelle: TRAMBLAY & SOMOT 2018: 297)	110
Abb. 37 – Änderung der Intensität der Niederschläge in den Sommer- (oben) und Wintermonaten (unten) in Europa 2070 bis 2099 im Vergleich zu 1981 bis 2010 nach verschiedenen Klimawandelszenarien (Quelle: RAJCAK & SCHÄR 2017: 10787f.).....	111
Abb. 38 – Aktuelle und zukünftige Herausforderungen der Bodenerosion und bodenschützende Managementstrategien in mediterranen Weinbergen und Olivenhainen (eigene Darstellung).....	120

Tabellenverzeichnis

Tab. 1 – Kulturlächen von Wein (Stand 2015) und Oliven (Stand 2017) in den größten mediterranen Ländern der EU und deren prozentueller Anteil an der gesamten Anbaufläche der EU (Quelle: Eurostat 2020a)	25
Tab. 2 – Mittelwert und Median der Erosionsraten ($t\ ha^{-1}\ Jahr^{-1}$) unterschiedlicher Vegetationsbedeckungen/Kulturpflanzen (Datengrundlage: Erosionsraten mehrerer Studien, sh. Tabelle im Appendix)	37
Tab. 3 – Statistische Signifikanz der Unterschiede der Erosionsraten ($t\ ha^{-1}\ Jahr^{-1}$) in Abhängigkeit von Wein bzw. Oliven, $\alpha=0,05$ (Datengrundlage: Erosionsraten mehrerer Studien, sh. Tabelle im Appendix)	38
Tab. 4 – Mittelwert und Median der Erosionsraten ($t\ ha^{-1}\ h^{-1}$) unterschiedlicher Vegetationsbedeckungen/Kulturpflanzen (Datengrundlage: Erosionsraten mehrerer Studien, sh. Tabelle im Appendix)	42
Tab. 5 – Statistische Signifikanz der Unterschiede der Erosionsraten ($t\ ha^{-1}\ h^{-1}$) in Abhängigkeit von Wein, $\alpha=0,05$ (Datengrundlage: Erosionsraten mehrerer Studien, sh. Tabelle im Appendix)	42
Tab. 6 – Klimaklassifikation der Messstandorte nach Köppen-Geiger (nach PEEL et al. 2007: 1636, 1641).....	46
Tab. 7 – Mittelwert und Median der Erosionsraten ($t\ ha^{-1}\ Jahr^{-1}$) in Weinbergen semiarider und humider Regionen Europas (Datengrundlage: Erosionsraten mehrerer Studien, sh. Tabelle im Appendix)	48
Tab. 8 – Mittelwert und Median der Erosionsraten ($t\ ha^{-1}\ Jahr^{-1}$) in Weinbergen und Olivenhainen unterschiedlichen Managements (Datengrundlage: Erosionsraten mehrerer Studien, sh. Tabelle im Appendix)	53
Tab. 9 – Statistische Signifikanz der Unterschiede der Erosionsraten ($t\ ha^{-1}\ Jahr^{-1}$) in Abhängigkeit von Flächen ohne Deckfrüchte, $\alpha=0,05$ (Datengrundlage: Erosionsraten mehrerer Studien, sh. Tabelle im Appendix).....	53

Tab. 10 – Mittelwert und Median der Erosionsraten ($t\ ha^{-1}\ h^{-1}$) in Weinbergen und Olivenhainen unterschiedlichen Managements (Datengrundlage: Erosionsraten mehrerer Studien, sh. Tabelle im Appendix)	56
Tab. 11 – Statistische Signifikanz der Unterschiede der Erosionsraten ($t\ ha^{-1}\ h^{-1}$) in Abhängigkeit von Flächen ohne Deckfrüchte, $\alpha=0,05$ (Datengrundlage: Erosionsraten mehrerer Studien, sh. Tabelle im Appendix)	56
Tab. 12 – Mittlere jährliche Erosionsraten ($t\ ha^{-1}\ Jahr^{-1}$) unterschiedlicher Vegetationsbedeckungen/Kulturpflanzen im Mittelmeerraum (Quellen: KOSMAS et al. 1997: 57; WAINWRIGHT & THORNES 2004: 181f.; CERDAN et al. 2006: 506; CERDAN et al. 2010: 171; MAETENS et al. 2012: 612, 619; DURÁN ZUAZO et al. 2013: 276ff.; TAGUAS et al. 2013: 60; SASTRE et al. 2017: 875).....	77
Tab. 13 – Pflanzenarten, deren Wirksamkeit als Deckfrüchte festgestellt wurde	98

Vorwort

„Bodenerosion in mediterranen Weinbergen und Olivenhainen“ – oft wurde ich gefragt, was mich zu diesem Thema bewegte und wieso ich ausgerechnet meine Abschlussarbeit darüber schreiben möchte. Nun, schon immer haben mich mediterrane Natur- und Kulturräume mit ihren oft bizarr wirkenden Landschaften interessiert und schon immer war ich von dem kontrastreichen Klima des Mittelmeerraums fasziniert. Als ich im Winterhalbjahr 2019/20 ein Auslandssemester in der ostspanischen Stadt Valencia absolvierte, konnte ich die Wetterkapriolen des mediterranen Küstenklimas hautnah miterleben. Auf trockengeprägte Wochen bzw. Monate folgten vor allem im Herbst von Sturm begleitete Starkniederschläge, die jedwede meiner Vorstellungen von heftigen Regen überstiegen. Innerhalb kürzester Zeit standen Unterführungen unter Wasser, Bäume wurden entwurzelt, die Strandpromenade wurde einen halben Meter überflutet, in den Nachrichten sah man Fahrzeuge, die von den Wassermassen weggespült wurden. Wie konnte in einem südeuropäischen Land, das durch seine schönwettergeprägten, heißen Sommer so bekannt ist, ein derartiges Unwetter geschehen? Als sich einige Tage zuvor die Universität dazu entschlossen hatte, wegen des angekündigten Wetters, alle universitären Gebäude zu schließen, hielt ich dies noch für eine überzogene Maßnahme und blickte überheblich auf jene SpanierInnen, die wohl, im Vergleich zu einem Mitteleuropäer, in ihrem Land selten mit Schlechtwetter konfrontiert sind. Retrospektiv schien das Handeln wohl mehr als vernünftig und notwendig gewesen zu sein, wenn man bedenkt, dass mehr als 50% der jährlichen Niederschlagsmengen in Valencia an den zehn Tagen mit den höchsten Niederschlägen zusammenkommen und mehr als 400 mm ausmachen können (vgl. GONZÁLEZ-HIDALGO et al. 2003: 119).

Versiegelte Flächen in der Stadt, auf denen das Wasser schlecht abfließen konnte, waren von den Überflutungen natürlich besonders betroffen. Doch stellte ich mir als Student der Geografie auch die Frage, wie es wohl auf dem kargen, durch schlechte Bodenverhältnisse charakterisiertem Land aussehen würde. Wie kann der Boden diesen heftigen Niederschlagsereignissen standhalten? Und was bedeutet das für die agrarisch genutzten Flächen, die durch intensive Bodenbearbeitungspraktiken ohnehin schon an ihre Grenzen der Be-

lastbarkeit gebracht werden. Fragen wie diese gaben schließlich den Impuls für den Inhalt dieser Masterarbeit.



Abb. 1 – Bodenerosion in einem Olivenhain, links (Quelle: GARCÍA-RUIZ 2010: 7, Foto: LÓPEZ-BERMÚDEZ) und einem Weinberg, rechts (Quelle: ROY et al. 2018: 121)

1 Einleitung

Die physikalische Bodenerosion gilt als eine der weltweit schwerwiegendsten Umweltprobleme (vgl. GARCÍA-RUIZ et al 2013: 20; LÓPEZ BERMÚDEZ & ROMERO DÍAZ 1992: 8). In Europa ist die Variabilität der Erosionsraten durch Unterschiede hinsichtlich der Bodenbedingungen, der Landnutzung und Bewirtschaftung sowie der klimatischen und topographischen Verhältnisse sehr hoch (vgl. BOARDMAN & POESEN 2006: 479; PANAGOS et al. 2015a: 441). Mittels der *Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)* wurde die durchschnittliche Erosionsrate durch Wasser in erosionsgefährdeten Gebieten der Europäischen Union im Jahr 2010 auf etwa $2,46 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ berechnet. Dies entspricht einem Gesamtbodenverlust von etwa 970 Millionen Tonnen pro Jahr. (vgl. PANAGOS et al. 2015a: 441)

Als Auslöser von physikalischen Erosionsprozessen sind intensive Starkniederschlagsereignisse hervorzuheben. Dabei ist die Regenerosivität (R-Faktor), also die erosionswirksame Kraft des Niederschlags (vgl. NILL 1998: 224), im Mittelmeerraum verglichen mit dem Europa der gemäßigten Breiten besonders hoch (vgl. BORRELLI et al. 2020: 2; Europäische Kommission 2020: 11f.). So werden auch die höchsten Erosionsraten im mediterranen Raum verzeichnet (vgl. GARCÍA-RUIZ et al. 2013: 21; PANAGOS et al. 2015a: 441), weshalb Südeuropa als Hotspot der Wassererosion gilt (vgl. DURÁN ZUAZO & RODRÍGUEZ PLEGUEZUELO 2008: 69; GOBIN et al. 2006: 666). Demnach liegen die mittleren Erosionsraten von Italien, Spanien, Griechenland, Malta und Zypern über dem europäischen Durchschnitt. Italien weist mit einem Wert von $8,46 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ sogar die höchste Erosionsrate der EU auf. (vgl. PANAGOS et al. 2015a: 441) Abbildung 2 und 3 verdeutlichen die Erosionsgefährdung des Mittelmeerraumes, wobei hinsichtlich der Regenerosivität insbesondere die Regionen südlich der Alpen bis nach Süditalien, die Balkanstaaten, das westliche Griechenland, Südfrankreich sowie die Iberische Halbinsel hervorzuheben sind. Betroffen sind also große Teile der Mediterraneis. Enorme Erosionsraten von über $50 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ – das entspricht dem Gewicht von etwa drei mittelschweren Lastkraftwägen oder zehn ausgewachsenen Elefanten – können vor allem am Rande von Gebirgen gemessen werden. Aber auch der Süden Spaniens sowie Italien stechen ins Auge. Die Europäi-

sche Kommission (2009) legt dar, dass in extremen Fällen sogar Bodenverluste über 100 t ha⁻¹ Jahr⁻¹ möglich sind (vgl. Europäische Kommission 2009: 8).

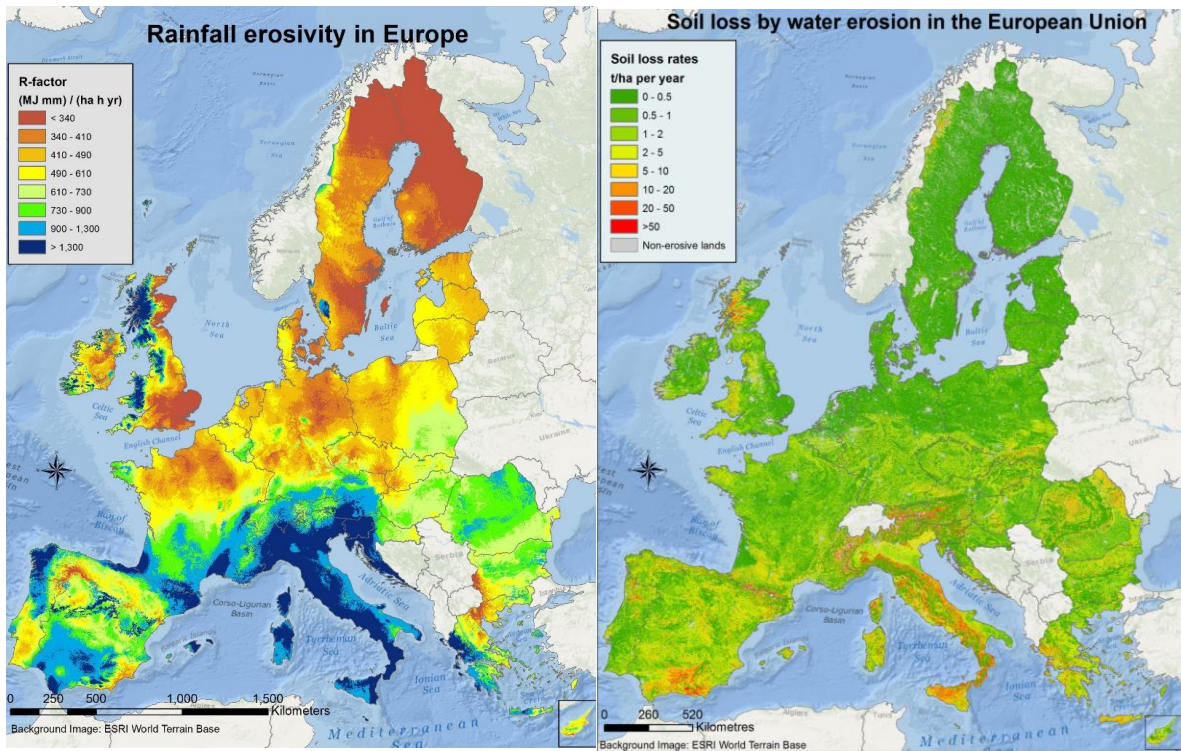


Abb. 2 – Regenerosivität in Europa (Quelle: Europäische Kommission 2020: 11)

Abb. 3 – Bodenverlust durch Wasser in Europa (Quelle: ESDAC (European Soil Data Centre) 2020: <https://esdac.jrc.ec.europa.eu/> [letzter Zugriff: 09.10.2020])

Die Bodenerosion wird aber nicht nur von klimatischen Bedingungen, sondern auch von anthropogenen Aktivitäten bestimmt (vgl. RACLOT et al. 2018: 791). YANG et al. (2003) gehen davon aus, dass die Bodenerosion in Europa durch den Menschen um ca. 88% erhöht wird (vgl. YANG et al. 2003: 2925). Im Jahr 2016 betrug die durchschnittliche Erosionsrate auf Agrarland in der EU 3,6 t ha⁻¹ Jahr⁻¹, das waren 63,2% des gesamten Bodenverlustes der EU (vgl. Europäische Kommission 2020: 4). Insbesondere Dauerkulturen fallen durch hohe Bodenverluste von durchschnittlich 9,47 t ha⁻¹ Jahr⁻¹ auf (vgl. PANAGOS et al. 2015a: 442). Die Landwirtschaft ist damit der größte Verursacher der Bodenerosion durch Wasser (vgl. Europäische Kommission 2020: 4).

Boden ist eine wichtige Ressource, die sich nur sehr langsam erneuert (vgl. DE FRANCHIS & IBANEZ 2003: 25; TOY et al. 2002: 1). Für Europa wurden unterschiedliche Erosions-

schwollenwerte definiert. VERHEIJEN et al. (2009) legen dar, dass, je nach Grad der Verwitterung, Erosionsraten von 0,3 bis 1,4 t ha⁻¹ Jahr⁻¹ tolerierbar sind (vgl. VERHEIJEN et al. 2009: 33). Die Europäische Kommission (2020) schlägt als Schwellenwerte der Erosion folgende Stufen vor: niedrig (0 bis < 5 t ha⁻¹ Jahr⁻¹), mäßig (5 bis < 10 t ha⁻¹ Jahr⁻¹), und stark (\geq 10 t ha⁻¹ Jahr⁻¹). Im Jahr 2016 waren Schätzungen zufolge ca. 11,6% aller erosionsgefährdeten Gebiete der EU von mäßiger oder starker Bodenerosion betroffen. Innerhalb der Agrarflächen wurden 9,8% als ‚mäßig‘ und 8,5% als ‚stark‘ klassifiziert. (vgl. Europäische Kommission 2020: 2-6)

Die Mediterraneis ist ein sehr komplexer Landschaftsraum und gilt als besonders anfällig für Erosionsprozesse (vgl. GARCÍA-RUIZ et al 2013: 20f.; LÓPEZ BERMÚDEZ & ROMERO DÍAZ 1992: 8). Dies liegt erstens an der hohen Intensität und der Häufigkeit von Starkniederschlagsereignissen, die meist im Herbst und Winter auftreten. (vgl. RACLOT et al. 2018: 790) Zweitens ist der Mittelmeerraum durch ein steiles Relief geprägt (vgl. Europäische Kommission 2020: 18; WAINWRIGHT & THORNES 2004: 49). 45% der Gebiete weisen eine Steigung von mehr als 8% auf. (vgl. DE FRANCHIS & IBANEZ 2003: 8) Drittens sind mediterrane Böden flachgründig, skelettartig, nährstoffarm und haben einen geringen Anteil organischer Substanz, weshalb sie leicht erodierbar sind (vgl. IUSS Working Group WRB 2015, zit. n. RACLOT et al. 2018: 790; WAINWRIGHT & THORNES 2004: 49). Und viertens ist die Landschaft durch eine spärliche Vegetationsbedeckung, aufgrund immer wieder auftretender Dürren und Brände, gekennzeichnet (vgl. SHAKESBY 2011: 74). Abgesehen davon förderten unangemessene landwirtschaftliche Praktiken und die Kultur von Nutzpflanzen an steilen Hängen den Bodenabtrag (vgl. CERDÀ et al. 2009: 1822; RACLOT et al. 2009: 201). In einigen Regionen wurde so ein irreversibler Zustand erreicht (vgl. Europäische Kommission 2020: 18; DURÁN ZUAZO & RODRÍGUEZ PLEGUEZUELO 2008: 69). Eine offensichtliche Auswirkung der Erosion im Mittelmeerraum ist die Verringerung der Bodentiefe sowie das Durchdringen des Grundgesteins an die Oberfläche (vgl. RACLOT et al. 2018: 790).

Die Bodenerosion im Mittelmeerraum stellt vor allem in Weinbergen und Olivenhainen ein gravierendes Problem dar und hat große Aufmerksamkeit ansichgezogen (vgl. GARCÍA-RUIZ et al. 2013: 29). Oft werden die Erosionsraten dieser Kulturflächen als besonders dramatisch beschrieben (vgl. CORTI et al. 2011: 118-121; FLESKENS &

STROOSNIJDER 2007: 261). In den letzten Jahrzehnten kam es zu einer Intensivierung im Wein- und Olivenanbau (vgl. Europäische Kommission 2010: 3; LIMA-CUETO et al. 2018: 294; OÑATE & PECO 2005: 108ff.), wodurch die Bodenerosion verstärkt wurde (vgl. BEAUFOY 2001: 4; Europäische Kommission 2010: 7). Die Bewirtschaftungspraktiken in Weinbergen und Olivenhainen sind als erosionsfördernd und nicht nachhaltig zu bezeichnen (vgl. NOVARA et al. 2011: 140; VANWALLEGHEM et al. 2011: 341). Die Bearbeitung des Bodens (Pflügen) ist die häufigste Bewirtschaftungsform und zielt auf die Vernichtung der Vegetation zwischen den Kulturen, um den Wettbewerb um Wasser und Nährstoffe zwischen Unkraut und Nutzpflanzen zu verhindern, damit hohe Ernteerträge erzielt werden können (vgl. BOMBINO et al. 2011: 163). PANAGOS et al. (2015b) verdeutlichten die schlechten Bewirtschaftungspraktiken in mediterranen Weinbergen und Olivenhainen durch den sogenannte C-Faktor (Bewirtschaftungsfaktor), der zwischen 0 und 1 liegen kann. Je niedriger dieser Faktor ist, desto bodenschonender ist die Bewirtschaftungspraktik. (vgl. PANAGOS et al. 2015b: 38f.) Für Weinberge liegt dieser Faktor zwischen 0,15 und 0,45 und für Olivenhaine zwischen 0,1 und 0,3. Das sind in der EU die höchsten Werte unter den Landnutzungen. Abgesehen davon sind die Werte im südlichen Europa besonders hoch. Unter den Weinbergen weisen jene in Spanien die höchsten C-Faktor-Werte auf. (vgl. PANAGOS et al. 2015b: 42-45)

Der Klimawandel nimmt zunehmend Einfluss auf Bodenerosionsprozesse in der Mediterraneis. Niederschlagsänderungen sind dabei von entscheidender Bedeutung und können direkte Auswirkungen auf den Bodenabtrag haben. (vgl. RACLOT et al. 2018: 791) In einer jüngst veröffentlichten Studie haben BORRELLI et al. (2020) die globale Dimension der physikalischen Bodenerosion verdeutlicht. Der Klimawandel sei der Haupttreiber für die Veränderung der Bodenerosion. Nach ihren Erkenntnissen ist weltweit, aufgrund eines beschleunigten Wasserkreislaufes, bis zum Jahr 2070 mit einer Zunahme der Erosion um 30 bis 66% zu rechnen. (vgl. BORRELLI et al. 2020: 4)

Gerade vor dem Hintergrund klimatischer Veränderungen sind nachhaltige Bewirtschaftungspraktiken und Maßnahmen gefragt, um die Ressource Boden zu schützen und zu erhalten (vgl. CORTI et al. 2011: 121). Für mediterrane Weinberge und Olivenhaine plädieren viele WissenschaftlerInnen für einen verbesserten Bodenschutz. Nichtsdestotrotz wur-

den bodenkonservierende Managementtechniken bisher nicht flächendeckend etabliert.
(vgl. GARCÍA-RUIZ et al. 2013: 31; LIMA-CUETO et al. 2018: 295)

2 Forschungsstand – Theoretische Grundlagen

Bodenerosionsprozesse gehören zu jenen Themen, die im Mittelmeerraum besonders intensiv erforscht wurden. Vor allem in den 1990er Jahren wurden zahlreiche Untersuchungen durchgeführt. Wegweisende Studien gehen dabei unter anderem auf BRANDT & THORNES (1996), CONACHER & SALA (1998), MAIROTA et al. (1998), GEESEON et al. (2002) und WAINWRIGHT & THORNES (2004) zurück. (vgl. GARCÍA-RUIZ et al. 2013: 21) Abbildung 4 sowie Abbildung 5 zeigen, nach GARCÍA-RUIZ et al. (2013), die Anzahl der Studien, die bis zum Jahr 2013 zum Thema ‚Bodenerosion‘ publiziert wurden. Zur Bodenerosion im Kontext von Landwirtschaft und Extremereignissen wurde viel publiziert, so dass die in dieser Masterarbeit vorrangigen Themen intensiv behandelt werden können.

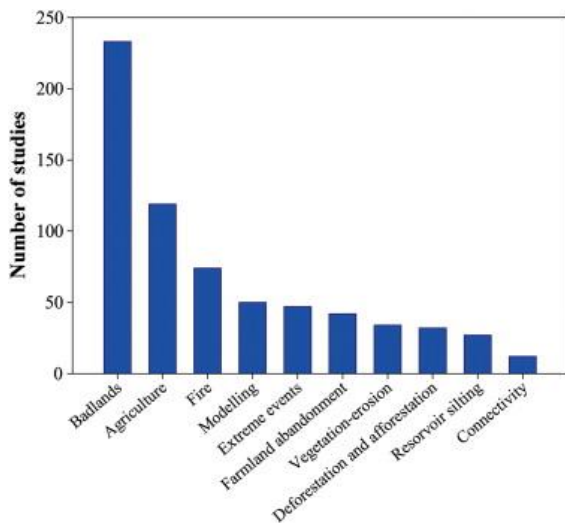


Abb. 4 – Anzahl der Publikationen über Bodenerosion nach Themen (Quelle: GARCÍA-RUIZ et al. 2013: 22)

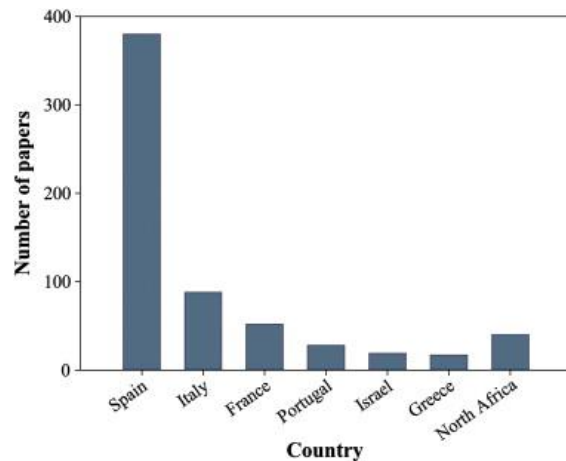


Abb. 5 – Anzahl der Publikationen über Bodenerosion nach Ländern (Quelle: GARCÍA-RUIZ et al. 2013: 21)

2.1 Bodenerosion durch Wasser

2.1.1 Definition

Unter dem Begriff ‚Bodenerosion‘ versteht man die Abtragung der Bodenoberfläche durch Wasser oder Wind. Der Prozess ist vorwiegend physikalisch. Bei der Bodenerosion durch Wasser werden durch die Überschreitung der mechanischen Stabilität die Bodenaggregate von der Oberfläche gelöst und abtransportiert. (vgl. AMELUNG et al. 2018: 668). Boden ist eine schätzenswerte Ressource und erfüllt viele Funktionen. Zum einen ist Boden Lebensgrundlage für Lebewesen, zum anderen kommt ihm eine essenzielle Funktion bei Stoffumwandlungs-, Filter-, und Pufferprozessen zu. Darüber hinaus nimmt er im Wasser- und Nährstoffkreislauf eine wichtige Rolle ein. (vgl. STRAUSS & SCHMALTZ 2020: 344) Der Abtrag von Boden geht mit einem Verlust von wichtigen chemischen Bestandteilen, die die Bodenfruchtbarkeit bedingen, einher. So verliert der Boden wichtige Elemente, wie Stickstoff, Kalium oder Phosphor, die für das Pflanzenwachstum essenziell sind. (vgl. DE FRANCHIS & IBANEZ 2003: 15)

Die Bodenerosion findet seit Millionen von Jahren statt und trägt bedeutend zur Landschaftsformung bei (vgl. TOY et al. 2002: 1). Eine Landschaft gilt als stabil, wenn ein Gleichgewicht zwischen der Erosion und der Pedogenese besteht (vgl. DE FRANCHIS & IBANEZ 2003: 25). Durch menschliche Eingriffe übersteigt aber die Erosionsrate die Bodenbildungsrate in vielen Regionen der Erde und bedroht die Ressource Boden (vgl. TOY et al. 2002: 1). Somit ist die Bodenerosion zu einem globalen Problem geworden und kann die Nahrungsmittelproduktion gefährden (vgl. BOARDMAN & POESEN 2006: 480).

2.1.2 Bodenerosionsprozess

Der physikalische Prozess der Bodenerosion durch Wasser besteht aus der Ablösung, dem Transport und der Akkumulation von Bodenpartikeln und wird durch natürliche oder anthropogene Erosionskräfte verursacht (vgl. BOARDMAN & POESEN 2006: 479; TOY et al. 2002: 18f.) Man unterscheidet zwischen zwei Teilprozessen: Dem Loslösen der Bodenpartikel durch Regentropfen und dem Transport der Sedimente durch den Oberflächenabfluss (vgl. AMELUNG et al. 2018: 670).

Wenn Regentropfen auf den Boden treffen, wird die Luft in den Bodenaggregaten eingeschlossen und zusammengepresst. Durch den Druck entstehen Risse, wodurch die Mikroaggregate gesprengt werden und sich leicht transportieren lassen. Weiters werden die Bodenaggregate direkt durch auftreffende Regentropfen zerteilt. Dies ist der sogenannte Splash-Effekt („Spritzeffekt“) (sh. Abb. 6). Durch das Auftreffen der Regentropfen am Boden erhöht sich die Scherspannung und es werden kleine Sedimentpartikel gelöst, die nach oben ausweichen. Die Spritztröpfchen mit den Sedimentpartikeln können bis zu 1,5 m in die Höhe geschleudert werden. (vgl. AUERSWALD 1998: 33ff.) Die Energie eines am Boden auftreffenden Regentropfens ist einerseits von seiner Masse und andererseits von seiner Geschwindigkeit abhängig. Je größer der Tropfen ist, desto höher ist seine kinetische Energie, wobei der Durchmesser je nach Niederschlagsintensität variiert. Die Höhe, aus der der Tropfen fällt, hat Einfluss auf die Geschwindigkeit und stellt einen weiteren Faktor dar, der ausschlaggebend für die Energie des Regentropfens ist. (vgl. WAINWRIGHT & THORNES 2004: 171, 175) Das Wasser kann nicht gleich in den Boden infiltrieren, vor allem wenn sich ein Wasserfilm bildet. Durch den Oberflächenabfluss werden weitere feine Partikel abgetragen, die in größere Poren eindringen und diese verstopfen. Dies führt zur Verschlammung des Bodens und zum Abtrag der suspendierten Sedimente mit dem Wasser. Die Transportkapazität des Oberflächenabflusses ist von der Wassermenge und dem Gefälle abhängig. (vgl. AUERSWALD 1998: 34-37) Je mehr Wasser abfließt und je steiler das Gefälle ist, desto höher ist die Abflussgeschwindigkeit (vgl. AMELUNG et al. 2018: 672). Wird die Transportkapazität geringer als die Sedimentmenge, so lagern sich die Sedimente am Hangfuß ab. Diesen Prozess nennt man Sedimentakkumulation. (vgl. TOY et al. 2002: 25)

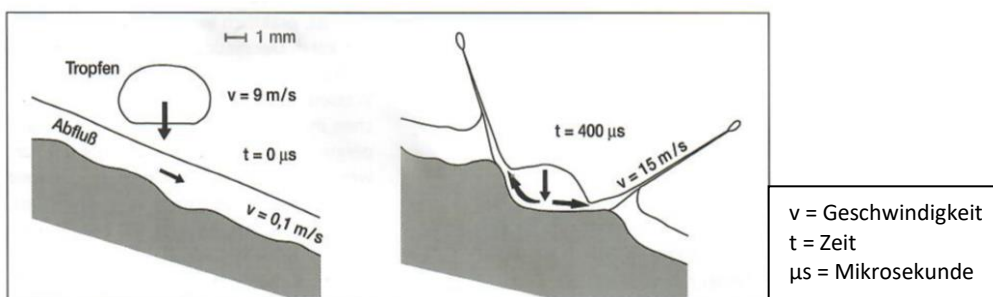


Abb. 6 – Ablöseprozess von Sedimentpartikeln durch Regentropfen (Splash-Effekt) (Quelle: AUERSWALD 1998: 34)

Neben den quantitativen Aspekten der Erosion, also dem physikalischen Bodenverlust, sind die qualitativen Aspekte, wie die Verschlechterung der Bodenstruktur und die Abnahme der Bodenfruchtbarkeit nicht außer Acht zu lassen. (vgl. DE FRANCHIS & IBANEZ 2003: 25) In dieser Arbeit liegt der Fokus aber ausschließlich auf der physikalischen Bodenerosion.

2.2 Einflussfaktoren der Bodenerosion

Der Bodenabtrag ist ein kumulativer Prozess und hängt von mehreren Faktoren ab (vgl. RUIZ-COLMENERO et al. 2013: 153). Zu diesen zählen der Boden, die räumlichen Eigenschaften, die Vegetation, die klimatischen Bedingungen und die Landnutzung. Diese Faktoren beeinflussen maßgeblich die Intensität von Erosionsprozessen. (vgl. STRAUSS & SCHMALTZ 2020: 348; TOY et al. 2002: 25)

2.2.1 Boden

Die Erodierbarkeit eines Bodens ist vom Ausgangsmaterial, von der Textur, Struktur und Stabilität abhängig (vgl. AUERSWALD 1998: 40; WAINWRIGHT & THORNES 2004: 173). Die Struktur wird von der Korngrößenverteilung, der biologischen Aktivität sowie vom Gehalt des organischen Kohlenstoffes beeinflusst (vgl. vgl. STRAUSS & SCHMALTZ 2020: 350). Sandige Böden, beispielsweise, sind stark erodierbar, da sie wenig Kohäsion aufweisen (vgl. WAINWRIGHT & THORNES 2004: 173). Besonders erosionsanfällig sind auch Schluffböden (vgl. TOY et al. 2002: 32), die durch ihre feinen Sedimente zu Krustenbildung neigen (vgl. BRESSON et al. 2006: 494). Die verhärtete Oberfläche behindert bei einsetzenden Regenfällen die Wasserinfiltration (vgl. TOY et al. 2002: 33). Tonböden hingegen sind durch ihre hohe Aggregatstabilität weniger gefährdet. Auch steinige Böden sind erosionsstabil, da der Splash-Effekt weniger wirksam und der Abfluss geringer ist. (vgl. AUERSWALD 1998: 40)

2.2.2 *Raum*

Des Weiteren ist die Reliefposition für das Erosionspotential ausschlaggebend. Beeinflussende Faktoren sind dabei die Oberflächenrauheit, die Neigung sowie die Hangform, -wölbung und -exposition. (vgl. STRAUSS & SCHMALTZ 2020: 349) Je steiler der Hang und je größer die Fläche ist, desto heftiger sind die Erosionsprozesse, was auf den verstärkten Abfluss zurückzuführen ist. Hangmulden sind besonders betroffen, da hier das Wasser zusammenfließt. Abgesehen davon kommt es bei konvexen Hängen vor allem im steilen unteren Teil zu verstärkter Bodenerosion. (vgl. AUERSWALD 1998: 41) Auf konkaven Hängen sind Abfluss und Erosion in der Regel geringer als auf konvexem oder gleichmäßig geneigtem Gelände (vgl. TOY et al. 2002: 36).

2.2.3 *Vegetation*

Die Vegetationsbedeckung verringert üblicherweise die Niederschlagserosivität, indem die Geschwindigkeit der aufprallenden Regentropfen reduziert wird. Denn die Tropfen fallen zuerst auf die Pflanzen, bevor sie mit der Bodenoberfläche in Kontakt kommen. (vgl. WAINWRIGHT & THORNES 2004: 172) Besonders eine dichte und bodennahe Vegetation schützt vor Tropfenaufprall und Abfluss. Dies ist darauf zurückzuführen, dass Regentropfen, die von Pflanzen aus geringer Höhe und langsam auf den Boden treffen, eine geringe kinetische Energie aufweisen. (vgl. AUERSWALD 1998: 39; TOY et al. 2002: 38f.) Eine bodennahe Vegetationsbedeckung hält außerdem Abfluss und Sedimente zurück. Das Wurzelsystem wiederum gibt dem Boden Festigkeit und sorgt für eine verbesserte Infiltration. (vgl. TOY et al. 2002: 39f.; WAINWRIGHT & THORNES 2004: 174) Blattstreu und organische Substanz führen zusätzlich zu mehr Stabilität. (vgl. WAINWRIGHT & THORNES 2004: 174)

2.2.4 *Klima*

Besonders relevant für Erosionsprozesse sind Niederschläge. Dabei kommt es auf die Menge und die Intensität an. Bei intensiveren Niederschlägen sind die Tropfen größer und die Geschwindigkeit, mit der sie auftreffen ist höher, wodurch die Regenerosivität zunimmt. Die Erosivität des Abflusses ist wiederum von der Menge des Niederschlags ab-

hängig. (vgl. AUERSWALD 1998: 39; TOY et al. 2002: 27f.) Die Regenerosivität wird vor allem vom spezifischen Klima einer Region bedingt. Gebiete, in denen häufig intensive Niederschlagsereignisse auftreten, sind von Erosionsprozessen durch Wasser stärker betroffen. Niederschlag und Temperatur beeinflusst außerdem die Vegetationsentwicklung. (vgl. TOY et al. 2002: 28ff.) Abbildung 7 verdeutlicht, dass die Erosion im semiariden Klima mit einer durchschnittlichen Jahresniederschlagsmenge von etwa 300 mm in der Regel am höchsten ist. Durch mangelnde Niederschläge ist die Vegetation, die den Boden schützen könnte, spärlich. Treten allerdings Niederschläge auf, so können diese ungehindert auf die Bodenoberfläche treffen und Sedimente erodieren. In noch trockeneren Regionen sind erosive Regenereignisse seltener, weshalb der Bodenabtrag gering ist. In feuchteren Klimaten wiederum ist die Vegetationsbedeckung derart ausgeprägt, sodass der Boden weniger erosionsanfällig ist. (vgl. GOUDIE 2002: 210)

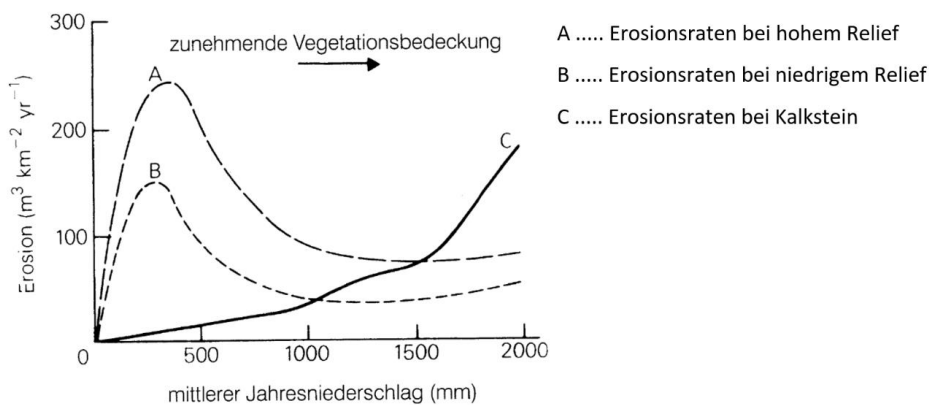


Abb. 7 – Bodenverlust im Verhältnis zum mittleren Jahresniederschlag (Quelle: GOUDIE 2002: 210)

2.2.5 Landnutzung

Neben natürlichen Phänomenen kommen menschlichen Aktivitäten eine entscheidende Rolle zu, wenn es um den Abtrag von Boden geht. Nach TOY et al. (2002) ist die Landnutzung der wichtigste Faktor der Bodenerosion (vgl. TOY et al. 2002: 37). Unangemessene Bodenbearbeitung und Bewässerungspraktiken, die Verdichtung durch schwere Maschinen, Überweidung und Übernutzung von Wäldern sind als Ursache für Erosionsprozesse zu sehen (vgl. DE FRANCHIS & IBANEZ 2003: 25). Viele anthropogene Aktivitäten führen zu einer Reduzierung der schützenden Vegetationsbedeckung, wodurch der Boden erosi-

onsanfälliger ist (vgl. TOY et al. 2002: 37). Das bedeutet, dass Bewirtschaftungspraktiken und die Vegetationsbedeckung stark voneinander abhängig sind. GOUDIE (2002) beispielsweise zeigte in einer Untersuchung im semiariden Tansania, dass der Bodenverlust in unbeweidetem Dickicht und auf Grasland gering ist, während auf Flächen mit Hirse oder auf unbedecktem Brachland viel größere Sedimentmengen erodiert werden (sh. Abb. 8) (vgl. GOUDIE 2002: 211). Setzen beispielsweise erosive Niederschläge vor der Entwicklung der Kulturpflanzen ein, so ist der Boden ungeschützt und kann leicht abgetragen werden (vgl. AUERSWALD 1998: 40f.).

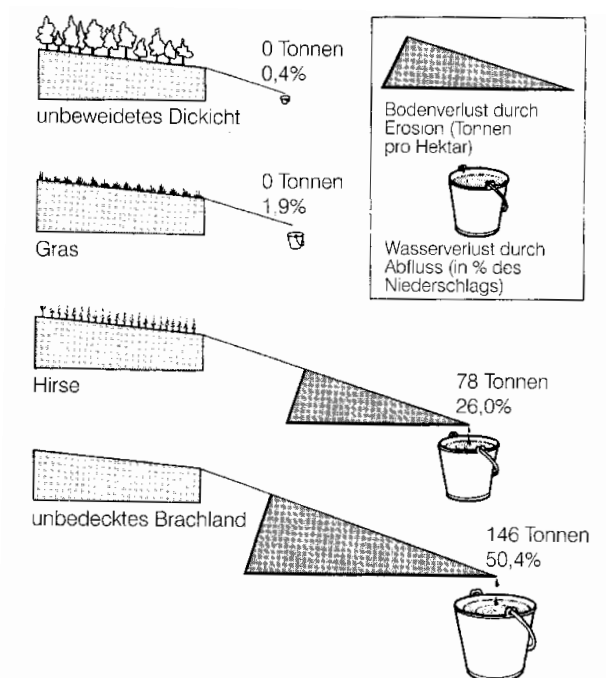


Abb. 8 – Ergebnisse von Bodenerosionsversuchen auf Böden mit unterschiedlichen Vegetationsbedeckungen in einer semiariden Region von Tansania (Quelle: GOUDIE 2002: 211)

2.3 Erscheinungsformen der Bodenerosion

2.3.1 Flächenerosion

Bei der Flächenerosion oder Schichterosion wirken die Dispergierung der Bodenaggregate und der Regentropfenaufrall gleichmäßig auf die Oberfläche, wodurch die Sedimente auch mehr oder minder gleichmäßig abgetragen werden (vgl. AMELUNG et al. 2018: 672; AUERSWALD 1998: 37). Diese Form der Erosion ist schwierig zu erkennen, da Spuren des Erosionsprozesses kaum ersichtlich sind. Trotzdem können durch die Flächenerosion große Mengen an Sedimenten transportiert werden. (vgl. AUERSWALD 1998: 37)

2.3.2 Rillenerosion

Treten Ablöseprozesse lokal auf und schneidet sich der Abfluss an mehreren Stellen ein, spricht man von Rillenerosion (vgl. AUERSWALD 1998: 38). Dieser lineare Bodenabtrag ist durch die Entstehung von etwa 10 cm tiefen Rillen, in denen die Sedimente verstärkt abgetragen werden, gekennzeichnet. Im Zwischenrillenbereich wirkt die Flächenerosion und die Sedimente werden von den Zwischenrillenbereichen in die Rillen geschwemmt (vgl. AMELUNG et al. 2018: 672; TOY et al. 2002: 58) Vor allem jene Böden mit geringer Kohäsion neigen zur Rillenbildung (vgl. AMELUNG et al. 2018: 672), weshalb insbesondere sandige Böden von dieser Form der Bodenerosion betroffen sind (vgl. AUERSWALD 1998: 38). Zudem wird die Rillenerosion durch die Bodenbearbeitung auf landwirtschaftlichen Flächen gefördert (vgl. TOY et al. 2002: 58).

2.3.3 Rinnenerosion

Die Rinnenerosion ist die fortgeschrittene Form der Rillenerosion. Wenn Abfluss und Sedimenttransport stärker werden können sich mehrere Meter breite Rinnen bilden, die aber durch Bearbeitung wieder zugeschüttet werden können. (vgl. AUERSWALD 1998: 38) Die Tiefe dieser Rinnen beträgt weniger als 30 cm (vgl. AMELUNG et al. 2018: 672).

2.3.4 *Gullyerosion*

Können durch Erosion entstandene Rinnen durch Bearbeitung nicht mehr beseitigt werden, so spricht man von Gully- oder Grabenerosion. Es entstehen durch starken Abfluss mehrere Meter tiefe und breite Gräben. Die Ablösung von Partikeln durch Tropfen ist hier kaum mehr relevant. (vgl. AUERSWALD 1998: 38) Der Regentropfenaufprall trägt nur zur Verschlämmung bei, wodurch der Oberflächenabfluss gefördert wird. Das Wasser fließt im Graben zusammen und räumt diesen aus. (vgl. AMELUNG et al. 2018: 672f.)

2.3.5 *Tunnelerosion*

Bei der Tunnelerosion infiltriert Wasser in den Boden und fließt unterirdisch ab. Dabei werden Sedimente mitgetragen, wodurch tunnelartige Hohlräume oder Röhren im Boden entstehen. Diese Form der Erosion kommt dann vor, wenn unter einem stabilen Oberboden ein instabiler Unterboden liegt. (vgl. AUERSWALD 1998: 38) Zum Beispiel können Wurzeln den Oberboden stabilisieren, während der darunterliegende Boden durch einen geringen Anteil an organischer Substanz oder durch geringe Aggregation erosionsanfällig ist (vgl. AMELUNG et al. 2018: 673). In semiariden Regionen der Mediterraneis ist die Tunnelerosion allen voran in tonhaltigen Böden ein Problem. In manchen Fällen brechen die unterirdischen Tunnel in sich zusammen, was zu Gullyerosion und zur Bildung von Badlands führen kann. (vgl. BOARDMAN & POESEN 2006: 483)

2.4 Starkregenereignisse und Bodenerosion im Mittelmeerraum

Das Klima ist von großer Bedeutung für hydrologische und geomorphologische Prozesse und nimmt starken Einfluss auf die Formung der Landschaft. Niederschläge gelten dabei als jene Klimavariablen, die die meiste Energie zur Modellierung der Landschaft besitzen. (vgl. LÓPEZ BERMÚDEZ & ROMERO DÍAZ 1992: 8; WAINWRIGHT & THRONES 2004: 82) Insbesondere semiaride Regionen im Mittelmeerraum sind stark von Wassererosion betroffen, weshalb an dieser Stelle auf Starkregenereignisse genauer eingegangen werden soll (vgl. LÓPEZ BERMÚDEZ & ROMERO DÍAZ 1992: 8).

Bodenerosionsprozesse gehen normalerweise relativ langsam vonstatten (vgl. GARCÍA-RUIZ et al. 2013: 26). Folgen aber auf lange Trockenperioden extreme Niederschlagsereignisse.

eignisse können innerhalb kurzer Zeit große Mengen an Sedimenten erodiert werden. (vgl. CERDÀ et al. 2016: 157; LÓPEZ BERMÚDEZ & ROMERO DÍAZ 1992: 11). Aufgrund der großen Variabilität der Niederschläge im Mittelmeerraum ist auch die Bodenerosion zeitlich stark konzentriert (vgl. GONZÁLEZ-HIDALGO et al. 2005: 53). Nach GONZÁLEZ-HIDALGO et al. (2005) und GONZÁLEZ-HIDALGO et al. (2007) ist mindestens die Hälfte des abgetragenen Bodens auf nur drei Niederschlagsereignisse im Jahr zurückzuführen (vgl. GONZÁLEZ-HIDALGO et al. 2005: 55; GONZÁLEZ-HIDALGO et al. 2007: 194ff.). GARCÍA-RUIZ et al. (2013) wiederum halten fest, dass Extremniederschläge das Potential besitzen Bodenverluste zu verursachen, die dem Gesamtverlust von mehreren Jahren entsprechen (vgl. GARCÍA-RUIZ et al. 2013: 28). TAGUAS et al. (2010) beispielsweise stellten in einem Olivenhain in Südspanien fest, dass ein einziges Niederschlagsereignis 93% des gesamten jährlichen Bodenverlustes ausmachte (vgl. TAGUAS et al. 2010: 754). MARTÍNEZ-CASASNOVAS et al. (2005) haben im Juni 2000 bei einem Niederschlag von rund 215 mm in 24 Stunden einen Sedimentverlust von etwa 282 t ha⁻¹ in einem Weinberg gemessen (vgl. MARTÍNEZ-CASASNOVAS et al. 2005: 140).

Insbesondere Küstengebiete sind von Starkniederschlagsereignissen, die durch das Einfließen von Kaltluft in das Mittelmeerbecken ausgelöst werden, betroffen. Küstennahe Gebirge verstärken die Effekte noch, während die Intensität der Niederschläge im Landesinneren abnimmt. (vgl. GARCÍA-RUIZ et al. 2013: 23; WAINWRIGHT & THRONES 2004: 82) Das semiaride Südostspanien gilt als einer der empfindlichsten Regionen für Extremniederschlagsereignisse (vgl. MACHADO et al. 2011: 1244). 1997 wurden beispielsweise in Alicante innerhalb drei Stunden 160 mm gemessen (vgl. ARMENGOT-SERRANO 1994, zit. n. GONZÁLEZ-HIDALGO et al. 2005: 52). Möglich sind sogar Mengen jenseits der gemittelten jährlichen Niederschlagsmenge. In Júcar wurden im Oktober 1962 sogar 650 mm in 24 Stunden gemessen (vgl. PÉREZ CUEVA & ARMENGOT SERRANO 1983, zit. n. WAINWRIGHT & THORNES 2004: 83). Aber auch in anderen Regionen der Mediterraneis können Extremniederschlagsereignisse auftreten. Zum Beispiel wurden in Pisticci (Süditalien) 315 mm (vgl. CAVAZZA 1961, zit. n. WAINWRIGHT & THRONES 2004: 82) und in Le Caylar (Südfrankreich) 448 mm (vgl. BENECH et al. 1993, zit. n. WAINWRIGHT & THRONES 2004: 82) in 24 Stunden verzeichnet. Eine Liste extremer Starkniederschlagsereignisse im Mittelmeerraum ist in WAINWRIGHT & THRONES (2004) auf Seite 83 angeführt.

3 Forschungsfragen

In diesem Kapitel sollen die Forschungsfragen, die dieser Arbeit zugrundeliegen, dargelegt werden.

Folgt man GOUDIES (2002: 210) Ausführungen, so scheinen erosive Prozesse stark von der Vegetationsbedeckung des Bodens abzuhängen. Dementsprechend müssten die Erosionsraten in Weinbergen und Olivenhainen, die, aufgrund ihrer Kulturweise, wenig schützende Bedeckung für den Boden bieten, besonders hohe Werte unter den Kulturpflanzen aufweisen. Außerdem wird angenommen, dass konventionelle landwirtschaftliche Praktiken in Weinbergen und Olivenhainen die physikalische Bodenerosion zusätzlich fördern. Folglich wird in dieser Masterarbeit gefragt, inwiefern die Vegetationsbedeckung Einfluss auf die Bodenerosionsprozesse nimmt und ob in mediterranen Weinbergen und Olivenhainen im Vergleich zu anderen Vegetationsbedeckungen bzw. Kulturpflanzen tatsächlich die höchsten bzw. besonders hohe Erosionsraten gemessen werden können. So werden die Erosionsraten unter Wein und Oliven jenen unter Obstgehölz, Getreide, natürlicher Vegetation, Brachland und kahlem Boden gegenübergestellt. Darüber hinaus gilt es zu eruieren, welche Rolle die Bodenbearbeitung auf den Flächen zwischen den Weinreben und Olivenbäumen spielt. Dabei wird vermutet, dass Bodenbearbeitungsprozesse, wie Pflügen oder auch der Einsatz von Herbiziden, die Erosion fördern, weil dadurch die Vegetation zwischen den Kulturen reduziert bzw. vernichtet wird.

Mediterranes Klima ist bekannt für seine erosiven Prozesse und wurde in zahlreichen Studien als Untersuchungsfeld herangezogen. So findet sich im wissenschaftlichen Kontext zur physikalischen Bodenerosion in Weinbergen und Olivenhainen auch hauptsächlich Literatur aus dem Mittelmeerraum, zumal sich insbesondere die Olivenproduktion zum größten Teil auf das südliche Europa beschränkt, da hier die klimatischen Verhältnisse optimale Bedingungen bieten. Anders die Kultivierung von Wein, die auch im zentralen Europa unter humiden Klimabedingungen gepflegt wird und somit aus Perspektive der Erforschung erosiver Prozesse relevant erscheint. Dementsprechend fokussiert die zweite Forschungsfrage dieser Arbeit den Vergleich der Erosionsraten in Weinbergen semiarider und humider Regionen Europas. Es soll herausgefunden werden, ob die Erosionsraten in semiariden Gebieten höher sind als jene in humiden Gebieten. Dabei wird angenommen,

dass kontinuierliche und gemäßigte Niederschläge in humiden Weinbergen dazu führen, dass die Vegetationsbedeckung zwischen den Kulturen dichter ist bzw. im Falle von Bodenbearbeitung sich die Vegetation schneller regenerieren kann, wodurch der Bodenabtrag verhältnismäßig gering ausfällt. Außerdem ist bekannt, dass die Erosivität von Starkniederschlagsereignissen im Mittelmeerraum höher ist als im zentralen Europa (vgl. Europäische Kommission 2020: 18; STRAUSS & SCHMALTZ 2020: 348f.) und schlechte Bodenverhältnisse vorherrschen (vgl. Europäische Kommission 2020: 18). Die Erosionsraten müssten demnach unterschiedlich sein.

Ein weiteres Ziel der Untersuchung ist es herauszufinden, wie die Bodenerosion in Weinbergen und Olivenhainen effektiv reduziert oder verhindert werden kann. So wird nach den Maßnahmen gefragt, die zu einer Verminderung der Bodenerosion führen und auch flächendeckend umgesetzt werden können. Dabei sind vor allem jene Strategien zu identifizieren und zu diskutieren, die eine ausgeprägte Bodenbedeckung zwischen den Kulturen sicherstellen. Der Fokus liegt hier auf dem Einsatz von Deckfrüchten und der Wirksamkeit von Mulch zwischen den Kulturen. Die Analyse soll den Status quo der bisher erforschten Maßnahmen darlegen und Impuls für ein in die Zukunft gerichtetes bodenschützendes Management sein.

Abschließend gilt es noch zu eruieren, ob die physikalische Bodenerosion in Weinbergen und Olivenhainen durch klimatische Veränderungen zu- oder abnimmt. Es ist bekannt, dass sich durch den Klimawandel Extremwetterereignisse drastische Auswirkungen auf die Pedosphäre haben können. Deshalb soll untersucht werden, ob erosionsfördernde klimatische Ereignisse im Mittelmeerraum zunehmen und ob es regionale Unterschiede gibt. Im Zuge der Bearbeitung dieser Forschungsfrage werden das semiaride Südostspanien und das humide Norditalien einer genaueren Analyse unterzogen und im Kontext der gesamten Mediterraneis betrachtet. Das Hauptaugenmerk liegt hier auf der Analyse von Starkniederschlagsereignissen, die der größte Trigger des physikalischen Bodenabtrags sind (vgl. Europäische Kommission 2020: 11f.; GARCÍA-RUIZ et al. 2013: 21; PANAGOS et al. 2015a: 441). Das derzeitige und zukünftige Erosionsrisiko soll vor dem Hintergrund der Klimawandelszenarien aufgezeigt und bewertet werden.

Aus diesen Zielen leiten sich folgende Forschungsfragen und Hypothesen ab, die am Ende dieser Arbeit verifiziert oder verworfen werden sollen:

Forschungsfrage 1:

Welche Rolle spielen Vegetationsbedeckung und Bodenbearbeitung bei Bodenerosionsprozessen?

Hypothese 1: Die Bodenerosionsraten sind in mediterranen Weinbergen und Olivenhainen durch die geringe Vegetationsbedeckung und intensive Bodenbearbeitung im Vergleich zu anderen Vegetationsbedeckungen/Kulturpflanzen besonders hoch.

Forschungsfrage 2:

Welche Unterschiede gibt es im Vergleich der Erosionsraten in Weinbergen semiarider und humider Gebiete Europas?

Hypothese 2: Die Bodenerosionsraten sind in Weinbergen semiarider Gebiete höher als in humiden Regionen.

Forschungsfrage 3:

Wie kann die Bodenerosion in Weinbergen und Olivenhainen effektiv reduziert werden?

Hypothese 3: Eine dichte Bodenbedeckung und eine reduzierte Bodenbearbeitung sind effektive Maßnahmen, um der Erosion in Weinbergen und Olivenhainen entgegenzuwirken.

Forschungsfrage 4:

Nehmen erosive Prozesse in semiariden und humiden Gebieten Europas durch klimatische Veränderungen zu?

Hypothese 4: Klimatische Veränderungen führen sowohl in Südostspanien als auch in Norditalien zu häufigeren und intensiveren Starkregenereignissen, wodurch sich das Bodenerosionsrisiko auf landwirtschaftlichen Flächen erhöht.

4 Untersuchungsgebiet

4.1 Der Mittelmeerraum

Der Mittelmeerraum stellt im weitesten Sinne das Untersuchungsgebiet dieser Arbeit dar, wobei sich Forschungsfrage 2 auch auf das Europa der gemäßigten Klimazone bezieht. An dieser Stelle sei erwähnt, dass die Termini ‚Mittelmeerraum‘, ‚Mediterraneis‘ sowie ‚mediterraneer Raum‘ als Synonyme verwendet werden. Wenn von ‚mediterraneem Raum‘ gesprochen wird, so sind in dieser Arbeit ausschließlich jene Gebiete gemeint, die rund um das Mittelmeer liegen; außereuropäische Regionen sind nicht miteingeschlossen. Der mediterrane Raum lässt sich auf Basis unterschiedlicher Kriterien, wie Topografie, Vegetation oder Klima, abgrenzen (vgl. WAINWRIGHT & THORNES 2004: 4-10). Abbildung 9 zeigt die Einteilung der Mediterraneis, wie sie in dieser Arbeit verstanden wird. Sie umfasst im Westen die Iberische Halbinsel, ausgenommen die humiden nördlichen Regionen mit den Pyrenäen. In östlicher Richtung schließt der Süden Frankreichs und Korsika an. Weiters befindet sich der Großteil Italiens im Mittelmeerraum, wobei der Apennin sowie der Norden nicht miteingeschlossen sind. Neben der östlichen Adriaküste werden Griechenland sowie der Südwesten der Türkei zum mediterranen Raum gezählt. Abgesehen von den europäischen Gebieten können auch die Küstenregionen Syriens, des Libanons und Israels sowie die semiariden Regionen des nördlichen Afrikas dem Mittelmeerraum zugeordnet werden.

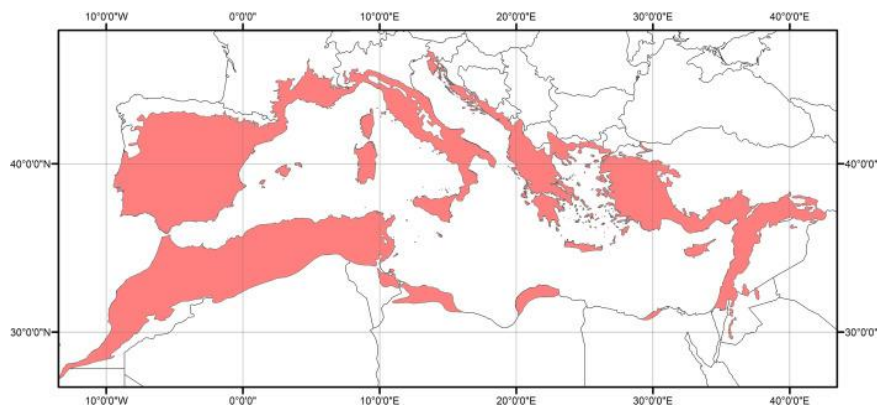


Abb. 9 – Abgrenzung der Mediterraneis (Quelle: GUARINO et al. 2020: 639)

4.1.1 Klima

Der Mittelmeerraum liegt im Einflussbereich des subtropischen Hochdruckgürtels. Im Sommer wird die Frontalzone vom Atlantik her blockiert. Über dem nördlichen Europa sowie Nordafrika herrscht tiefer Luftdruck, während sich in Mitteleuropa und an der Westküste Afrikas hoher Luftdruck etabliert. Dies führt zu einer atmosphärischen Stabilität in der Mediterraneis. Abgesehen davon liegt im Zentrum des Mittelmeerraumes eine Hochdruckzelle. Tiefs in den Sommermonaten sind in der Regel sehr selten und wenn sie auftreten schwach. Gegen Ende des Sommers ziehen vermehrt Gewitter auf. Im Winter nimmt die westliche Frontalzone Einfluss, da der Antizyklon der Azoren nach Süden verlagert wird. Ein Blockadehoch auf dem Nordatlantik führt dazu, dass der Jetstream nach Süden ausschlägt. Dies hat tiefen Luftdruck über dem Mittelmeerraum zur Folge. So sind die Wintermonate feucht und stürmisch, allerdings relativ mild, was auf das Zusammenspiel von Kaltluftmassen aus Norden und relativ hohen Meeresoberflächentemperaturen zurückzuführen ist. (vgl. WAINWRIGHT & THORNES 2004: 59-69)

Das mediterrane Klima zeichnet sich durch seine saisonale Variabilität aus. Die Winter sind eher mild, während die Sommer heiß sind. Die durchschnittliche Jahrestemperatur liegt zwischen 16 und 19 °C. Allerdings gibt es auch innerhalb des mediterranen Raumes von Region zu Region klimatische Unterschiede. (vgl. GARCÍA-RUIZ et al. 2013: 22) In Südfrankreich liegen die durchschnittlichen Werte des kühlgsten Monats zwischen 6 und 8 °C, in Südspanien und an der ägäischen und tyrrhenischen Küste zwischen 10 und 13 °C. Im Sommer können im Süden Frankreichs durchschnittliche Temperaturen zwischen 20 und 23 °C gemessen werden, während an der Mittelmeerküste in der Türkei mittlere Temperaturen von 34 °C erreicht werden. An der nordafrikanischen Küste und im Nahen Osten sind die Werte noch höher. (vgl. WAINWRIGHT & THORNES 2004: 77-80)

Die mittlere Jahresniederschlagssumme liegt im Mittelmeerraum zwischen 400 und 600 mm, wobei regionale Unterschiede existieren (vgl. GARCÍA-RUIZ et al. 2013: 22). So variiert die jährliche Niederschlagsmenge in Spanien beispielsweise zwischen 3.000 mm in Galizien (Norden) und 200 mm in Murcia oder Almería (Süden). Hinzu kommen orographische Effekte, die die Niederschlagsmengen stark beeinflussen. (vgl. WAINWRIGHT & THORNES 2004: 70ff.) Mit Niederschlägen ist üblicherweise in der kühleren Jahreszeit, entweder in den Wintermonaten oder im Herbst und Frühling, zu rechnen. Im südlichen

und östlichen Mittelmeerbecken regnet es im Dezember am meisten, während in Italien, Frankreich und Spanien die größten Niederschlagsmengen im Herbst und Frühjahr auftreten. Der Sommer ist allgemein durch Trockenheit geprägt. (vgl. WAINWRIGHT & THORNES 2004: 77ff.)

4.1.2 Geologie und Relief

Der größte Teil des mediterranen Reliefs wurde durch die alpine Tektonik geformt und weist eine sehr unterschiedliche Lithologie auf (vgl. GARCÍA-RUIZ et al. 2013: 24). Kalkgestein ist im Mittelmeerraum sehr häufig anzufinden. Vor allem die Küstengebiete der östlichen Adria, große Teile Griechenlands und der Süden Frankreichs und Spaniens weisen Kalkgesteine auf, weshalb Karstlandschaften in den genannten Regionen charakteristisch sind. Die Topografie erscheint durch die Lösungsprozesse, die im Kalkgestein vorstattengehen, unregelmäßig. (vgl. WAINWRIGHT & THORNES 2004: 51)

Metamorphe Gesteine sind an den nördlichen Rändern des Mittelmeerbeckens weit verbreitet. Sie treten vor allem im Rifgebirge, in der betischen Kordillere sowie im Taurusgebirge und pontischen Gebirge auf. Das Relief der metamorphen Gesteine ist jenem der magmatischen sehr ähnlich. (vgl. WAINWRIGHT & THORNES 2004: 54f.)

Landschaften mit magmatischen Gesteinen kommen seltener vor, wobei in Mittel- und Nordspanien sowie auf Korsika und Sardinien größere Gebiete mit Granit zu finden sind. Landschaften mit Ophiolithen findet man insbesondere an der Nordküste des mediterranen Raumes sowie in Nordafrika, Vulkanite auf Sardinien, im zentralen Italien, auf dem Balkan, in der nordöstlichen und zentralen Türkei, im Nahen Osten sowie in Zentralfrankreich. Die Landschaften mit magmatischen Gesteinen sind meist gebirgig oder hügelig. (vgl. WAINWRIGHT & THORNES 2004: 52ff.)

Ein weiterer Gesteinstyp, der im Mittelmeerraum auftritt, ist das Sedimentgestein Mergel. Dabei handelt es sich um schlammige Kalksteine marinen Ursprungs. Mergel ist sehr leicht erodierbar und kommt vorwiegend in Südfrankreich und Südspanien vor. Aufgrund der leichten Erodierbarkeit sind Badlandbildungen für Landschaften mit Mergel charakterisierend. Steile und kahle Hänge sind häufig. (vgl. WAINWRIGHT & THORNES 2004: 55)

4.1.3 Böden

Es existiert eine große Vielfalt unter den mediterranen Böden. Während sie im feuchteren Norden des Mittelmeerraumes generell humusreicher sind, sind die Böden in den südlichen Regionen aufgrund stärkerer Temperaturschwankungen und Trockenheit von einer schnelleren Mineralisierung betroffen. (vgl. DE FRANCHIS & IBANEZ 2003: 12) So finden sich in den europäischen Regionen des Mittelmeerraumes hauptsächlich kalkhaltige Cambisole (Braunerden) sowie Lithosole, die einen hohen Steinanteil aufweisen. Auch Fluvisole (Alluvialböden) sind häufig. Kalkregosole kommen vorwiegend in Griechenland und Italien, aber auch teilweise in Nordafrika vor. Sonst dominieren im afrikanischen Mittelmeerraum kalkhaltige Yermosole und Xerosole (humusarme Wüsten- und Halbwüstenböden) sowie Solonchaks (Salzböden). (vgl. WAINWRIGHT & THORNES 2004: 48f.) Die wichtigsten Bodentypen in der Landwirtschaft sind Fluvisole, Vertisole (Tondöden), Luvisole (Terra Rossa-Böden) und Andosole (Vulkanascheböden) (vgl. DE FRANCHIS & IBANEZ 2003: 12).

Terra Rossa-Böden bilden sich auf Kalkgestein, sind relativ fruchtbar und weisen meist eine geringe Dicke auf. Anthropogene Aktivitäten führten bei diesem Bodentyp dazu, dass der Steinanteil recht hoch ist. Auch die Böden auf magmatischen Gesteinen sind eher dünn und enthalten mehr sandkorngroße Fragmente. Böden über metamorphem Ausgangsgestein weisen einen hohen Tongehalt auf und sind im trockenen Zustand relativ hart. Auf Mergel oder Tongestein entstandene Böden zeichnen sich durch sehr feine Partikel aus. (vgl. WAINWRIGHT & THORNES 2004: 52-56)

Mediterrane Böden gelten allgemein als besonders erosionsanfällig (vgl. DE FRANCHIS & IBANEZ 2003: 12). Dies liegt an einer Vielzahl an Faktoren. Die Bodenbildung erfolgt aufgrund der klimatischen Bedingungen relativ langsam, weshalb die Böden schlecht entwickelt und flachgründig sind. (vgl. WAINWRIGHT & THORNES 2004: 49) Temperatur- und Feuchtigkeitsschwankungen können Risse hervorrufen, wodurch die Aggregate zerbrechlich werden (vgl. DE FRANCHIS & IBANEZ 2003: 8). Abgesehen davon weisen mediterrane Böden nur einen geringen Anteil organischer Substanz auf. Dies ist auf die hohen Temperaturen im Sommer, die eine schnelle Mineralisierung der abfallenden Blätter bedingen, zurückzuführen. (vgl. GARCÍA-RUIZ et al. 2013: 25)

4.1.4 *Vegetation*

Zwischen dem Norden und Süden des Mittelmeerraumes herrschen große Kontraste hinsichtlich der Bodenfeuchtigkeit, der Verdunstung, der Dichte der Vegetationsbedeckung und der Bodenerosion. Aufgrund dessen treten unterschiedliche Landschaft- und Vegetationstypen, wie Steppen, Buschvegetation oder mediterrane Wälder auf. (vgl. GARCÍA-RUIZ et al. 2013: 24) Im Allgemeinen muss gesagt werden, dass die mediterrane Vegetation sehr vielfältig ist (vgl. WAINWRIGHT & THORNES 2004: 120). Bevor das Land dauerhaft besiedelt wurde erstreckten sich große Wälder über die Mediterraneis (vgl. GARCÍA-RUIZ et al. 2013: 24; WAINWRIGHT & THORNES 2004: 122). Mit der Sesshaftwerdung der Menschen änderten sich Landschaft und Vegetation schlagartig. Dabei kam es zur Entwaldung großer Gebiete, Ausweitung der Landwirtschaft sowie Domestizierung von Tieren, die sich vor allem in der Haltung von Ziegen- und Schafherden zeigte. (vgl. GARCÍA-RUIZ et al. 2013: 24; WAINWRIGHT & THORNES 2004: 123, 131) Mit dem Menschen kamen auch neue Pflanzen in den Mittelmeerraum, die heute weit verbreitet sind. (vgl. WAINWRIGHT & THORNES 2004: 131)

Die vorherrschende natürliche bzw. halbnatürliche Vegetationsform der heutigen Mediterraneis ist Buschland, das durch menschliche Einflussnahme große Flächen bedeckt. Dabei unterscheidet man zwei Formen der Buschlandvegetation. Unter der Macchie versteht man eine dichte Vegetation aus kleinen Bäumen und Sträuchern von zwei bis vier Metern, die auf silikatischem Substrat gedeihen. Die Garrigue hingegen besteht aus einer niedrigen und spärlichen Vegetation auf kalkhaltigem Boden. (vgl. WAINWRIGHT & THORNES 2004: 123f.) Allgemein setzen sich Buschlandschaften vorwiegend aus sklerophyllen und laubabwerfenden Sträuchern sowie einjährigen Pflanzen zusammen. Sklerophylle Arten sind trockenresistent und immergrün, während laubabwerfende Pflanzen meist nur im feuchteren Winterhalbjahr Blätter tragen. Einjährige Arten wachsen und bilden ihre Samen während der Regenzeit aus. (vgl. CLARK et al. 1998, zit. n. WAINWRIGHT & THORNES 2004: 123) Der Agropastoralismus ist im Mittelmeerraum weit verbreitet und trägt zur Erhaltung der typischen Buschformationen bei. Ziegen und Schafen sorgen das ganze Jahr über dafür, dass die Vegetation niedrig gehalten wird, indem Blätter und Triebe abgekaut werden. (vgl. WAINWRIGHT & THORNES 2004: 131)

4.1.5 *Landnutzung*

Der Mittelmeerraum wird seit langer Zeit landschaftsprägend genutzt. Wälder wurden gerodet und durch Ackerland ersetzt. Auf steilem Gelände errichtete man Terrassenfelder, die bis heute für die mediterrane Agrarwirtschaft charakteristisch sind. Neben der Kultivierung von Nutzpflanzen ist die heutige Landschaftsformung Südeuropas insbesondere auf die Weidewirtschaft zurückzuführen. (vgl. MARGARIS et al. 1998: 82f.) Ab der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts wurde die Landwirtschaft, aufgrund von demographischem und ökonomischem Wachstum, kontinuierlich intensiviert und traditionelle Landnutzungspraktiken wurden aufgegeben (vgl. WAINWRIGHT & THORNES 2004: 319). So wich die traditionelle Anbauweise, d.h. die Koexistenz von kleinen Baumkulturen auf Terrassen mit krautigem Unterwuchs, großen Monokulturen (vgl. BOARDMAN & POESEN 2006: 481). Um die Produktion zu steigern, kam es außerdem vermehrt zum Einsatz von Maschinen, Düngemitteln, Pestiziden und moderner Bewässerungssysteme (vgl. MARGARIS et al. 1998: 82f.; WAINWRIGHT & THORNES 2004: 319). Die Intensivierung und Expansion der Bewässerungswirtschaft auf Randgebiete führten in einigen Regionen zu einer Überbeanspruchung der Landschaft und somit zu schwerwiegenden Problemen, wie der Versalzung von Böden (vgl. DE FRANCHIS & IBANEZ 2003: 11; WAINWRIGHT & THORNES 2004: 334f.) oder der Zunahme der Bodenerosion und der Entstehung von Badlands (vgl. GARCÍA-RUIZ et al. 2013: 27). Hinzu kommt eine intensivere Bodenbearbeitung in Gebieten mit empfindlichen Böden, die zu einer verstärkten Bodenerosion führte (vgl. DE FRANCHIS & IBANEZ 2003: 27).

Allgemein kann gesagt werden, dass die Intensivierung der Landwirtschaft im mediterranen Raum eine Zunahme der Bodenbelastung und der Bodenerosion bedeutete, die seit den 1920er Jahren drastisch ist (vgl. WAINWRIGHT & THORNES 2004: 333f.). Heute ist der Mittelmeerraum von starken Gegensätzen geprägt. Gunst- und Ungunsträume stehen einander gegenüber. Das bedeutet auf landwirtschaftlicher Ebene, dass einerseits die Intensivierung in gewissen Regionen weiter voranschreitet, andererseits aber auch produktive Agrargebiete aufgegeben werden. (vgl. DE FRANCHIS & IBANEZ 2003: 11; GARCÍA-RUIZ et al. 2013: 27) Die Veränderung der mediterranen Landschaft gegen Ende des 20. Jahrhunderts war das Resultat der Expansion der internationalen Märkte, wodurch gewisse Managementsysteme und Kulturpflanzen, wie Wein, Oliven und Mandeln, gefördert wur-

den. Schnelle Landnutzungsänderungen wurden durch die Gemeinsame Agrarpolitik (GAP) der EU subventioniert. (vgl. LIMA-CUETO et al. 2018: 294; OÑATE & PECO 2005: 108ff.) Dies führte auch zu einer Ausweitung des Trockenfeldbaus in hügelige Regionen, die zuvor von natürlicher Buschvegetation bedeckt waren. Aufgrund dieser Landnutzungsänderungen hat die Bodenerosion im Mittelmeerraum weiter zugenommen und ist bis heute ein schwerwiegendes Umweltproblem. (vgl. OÑATE & PECO 2005: 108ff.)

4.2 Weinberge und Olivenhaine

Wein (*Vitis vinifera*) und Oliven (*Olea europaea*) sind in der Mediterraneis die wichtigsten Dauerkulturen und werden schon seit mehreren Jahrtausenden kultiviert (vgl. WAINWRIGHT & THORNES 2004: 243f.). Mit 3,2 Millionen Hektar (Stand 2015) wird die Kulturfläche von Wein nur von Oliven mit 4,6 Millionen Hektar (Stand 2017) übertroffen (vgl. Eurostat 2020a). Die Europäische Union ist Weltmarktführer in der Wein- und Olivenproduktion. Ca. 50% der globalen Weinbaufläche (vgl. FAO 2009: 13) und 93% der weltweiten Kulturfläche von Oliven (vgl. LIMA-CUETO et al. 2018: 294) befinden sich in der EU. In der folgenden Tabelle sind die Anbauflächen von Wein und Oliven in den größten mediterranen Ländern der EU und deren Anteil an der Gesamtfläche in der EU aufgelistet.

Land	Wein (ha)	Anteil (%)	Oliven (ha)	Anteil (%)
Spanien	941.154	29,1	2.505.786	54,6
Frankreich	802.896	24,9	15.345	0,3
Italien	650.690	20,1	1.070.834	23,3
Portugal	198.586	6,1	300.415	6,5
Griechenland	103.298	3,2	670.679	14,6
EU	3.230.241	-	4.592.103	-

Tab. 1 – Kulturflächen von Wein (Stand 2015) und Oliven (Stand 2017) in den größten mediterranen Ländern der EU und deren prozentueller Anteil an der gesamten Anbaufläche der EU (Quelle: Eurostat 2020a)

Im Mittelmeerraum ist Wein in einigen Gebieten der größte Agrarökosystemtyp (vgl. CORTI et al. 2011: 119). $\frac{3}{4}$ der Kulturfläche von Wein befinden sich in Spanien, Frank-

reich und Italien. Die Rebstöcke in Europa sind vorwiegend alt; 40,7% der Weinbauflächen existieren bereits zehn bis 29 Jahre, 37,1% sind sogar älter als 30 Jahre. Die Kulturfäche von Wein hat von 1999 bis 2009 um 200 Tausend Hektar abgenommen. Bis 2015 ist die Fläche wieder leicht gestiegen. (vgl. Eurostat 2020b: 1-10)

Olivenhaine sind in weiten Teilen Spaniens, Italiens und Griechenlands verbreitet. In manchen Regionen, beispielsweise in Andalusien, machen Olivenhaine einen sehr großen Anteil der Nutzflächen aus. (vgl. GARCÍA-RUIZ et al. 2013: 29) Spanien und Italien besitzen über $\frac{3}{4}$ der gesamten Anbaufläche von Oliven in der EU, wobei Spanien mit Abstand die größten Flächen aufweist (vgl. Eurostat 2020c). Olivenbäume sind sehr resistent und kommen insbesondere mit Trockenheit gut zurecht (vgl. Eurostat 2020c), weshalb sie, im Gegensatz zu Wein, ausschließlich im mediterranen Europa zu finden sind (vgl. LOUMOU & GIOURGA 2003: 89). Oliven werden zudem häufig auf steilem Gelände, wo die Wasserverfügbarkeit gering ist, kultiviert (vgl. BOMBINO et al. 2019: 240). Die meisten Olivenhaine der EU sind bereits über 50 Jahre alt (vgl. Eurostat 2020c).

Weinberge und Olivenhaine sind also im südlichen Europa weit verbreitet und aus ökonomischer Perspektive für die EU von großer Bedeutung. Aus diesem Grund sollte auch den Umweltproblemen dieser Landnutzungen höchste Aufmerksamkeit zukommen.

5 Methodik

Dieser Arbeit liegen zwei Methoden zu Grunde; einerseits wurde zur Bearbeitung der Forschungshypothesen eine Datenanalyse und andererseits eine Literaturlauswertung gewählt. Im Folgenden sollen die methodische Vorgehensweise genauer beschrieben und auf die Datenquellen eingegangen werden.

5.1 Datenanalyse

Zur Bearbeitung von Forschungshypothese 1 (,Die Bodenerosionsraten sind in mediterranen Weinbergen und Olivenhainen durch die geringe Vegetationsbedeckung im Vergleich zu anderen Vegetationsbedeckungen/Kulturpflanzen besonders hoch.‘) wird die Analyse von Erosionsdaten herangezogen. So soll mittels eines Vergleichs der Erosionsraten aus mehreren Studien beantwortet werden, ob Weinberge und Olivenhaine in Relation zu anderen Vegetationsbedeckungen bzw. Kulturpflanzen tatsächlich besonders hohe Erosionsraten aufweisen. Die Erosionsraten wurden auf landwirtschaftlichen Parzellen bzw. auf natürlichen Flächen gemessen.

Es liegen zahlreiche Untersuchungen aus dem mediterranen Raum vor, die sich der Messung der Erosionsraten unterschiedlicher Vegetationsbedeckungen bzw. Nutzpflanzen widmen. Die gemessenen Erosionsraten stammen aus Forschungen, die in Spanien, Italien, Frankreich, Griechenland, Portugal und im mediterranen Jordanien durchgeführt wurden, wobei der Großteil der verwendeten Studien aus Spanien stammt. Es wurde darauf geachtet möglichst aktuelle Studien zumindest ab dem Jahr 2000 zu verwenden. Einige relevante Untersuchungsergebnisse stammen allerdings auch aus den 1990er Jahren, die in dieser Arbeit nicht vernachlässigt werden sollten und sowohl in die Datenbasis der Erosionsraten als auch in die anschließende Diskussion der Ergebnisse einfließen.

Insgesamt wurden 66 Studien zitiert. Dabei handelt es sich zum einen um Langzeituntersuchungen, bei denen die Erosionsraten über mehrere Monate oder Jahre hinweg kontinuierlich erhoben wurden. Zum anderen liegen Studien vor, die die Erosionsraten nach einzelnen Niederschlagsereignissen maßen. Aufgrund dieser Unterschiede der Untersuchungen wurden zwei Erosionsdatenbanken angelegt. Die erste Datenbank fasst die Erosionsra-

ten der Studien der Langzeitmessungen zusammen und bezieht sich auf die Masse der Sedimente, die auf einem Hektar Fläche pro Jahr abgetragen wurden. Die zweite Datenbank stellt die Erosionsraten der Untersuchungen von Einzelregenereignissen bzw. Regensimulationen dar und bezieht sich auf den Bodenabtrag auf einem Hektar pro Stunde. Wenn in einer Studien mehrere Messungen auf derselben Fläche durchgeführt wurden, wurden die Erosionsraten gemittelt und als einzelner Wert in die Datenbanken aufgenommen. Weiters ist zu erwähnen, dass einige Studie der Einzelereignisse die Erosionsraten nach natürlichen Niederschlagsereignissen maßen, andere wiederum Niederschläge simulierten, um anschließend den Bodenabtrag zu eruieren. In der Datenbank wird diesbezüglich kein Unterschied gemacht.

Da die Einheiten der ermittelten Erosionsraten von Studie zu Studie divergieren, wurden alle Werte in $t\ ha^{-1}\ Jahr^{-1}$ bzw. bei Einzelereignissen in $t\ ha^{-1}\ h^{-1}$ umgerechnet, um die Daten vergleichbar zu machen. Die Erosionsraten geben somit den durchschnittlichen jährlichen bzw. stündlichen Bodenverlust pro Hektar für die jeweilige Kulturpflanze bzw. Vegetationsbedeckung im Untersuchungsgebiet an und wurden in Tabellen des Programms Microsoft Excel eingetragen. Zusätzlich zu den Erosionsraten wurden die Tabellen mit Anmerkungen zu Messor, Vegetationsbedeckung, Bodenbearbeitung und Niederschlagsmenge der Einzelereignisse bzw. Regensimulationen versehen. Die Erosionsraten der Vegetationsbedeckungen bzw. Kulturpflanzen wurden danach ausgewertet, mittels Box-Plots graphisch dargestellt und anschließend interpretiert. Die statistische Signifikanz der Erosionsraten wurde, in Abhängigkeit der Werte von Weinbergen und Olivenhainen, durch t-Tests mit der Excel-Erweiterung XLSTAT ermittelt. Die Excel-Tabellen mit den zitierten Erosionsraten sind im Anhang dieser Arbeit aufgelistet.

Auch Forschungshypothese 2 (‘Die Bodenerosionsraten sind in Weinbergen semiarider Gebiete höher als in humiden Regionen.’) liegt zur Bearbeitung eine erstellte Erosionsdatenbank zu Grunde. So soll mittels eines Vergleichs der Erosionsraten semiarider und humider Weinberge Europas aufgezeigt werden, ob es Divergenzen hinsichtlich des Bodenabtrags bei unterschiedlichen Klimabedingungen gibt. Wie schon zuvor erwähnt werden nur die Erosionsraten von Weinbergen verglichen. Für Olivenhaine würde die Gegenüberstellung semiarider und humider Regionen wenig Sinn ergeben, da Oliven fast ausschließlich in semiariden Gebieten mit sommerlicher Trockenperiode kultiviert werden

und somit für humide Regionen keine solide Datengrundlage vorhanden ist. Wie sich im Zuge der Literaturrecherche zeigte, sind selbst in Weinbergen außerhalb des mediterranen Raumes Bodenerosionsuntersuchungen rar.

Die Erosionsraten der Weinberge semiarider Gebiete stammen aus der Datenbank von Forschungshypothese 1. Darüber hinaus wurden aus weiteren zwölf Studien die Erosionsraten humider europäischer Weinbergregionen zitiert. Insgesamt beinhaltet die Datenbank somit 62 Erosionsraten aus 23 Studien. Die Definition semiarider und humider Gebiete erfolgte zum einen auf Basis des Ariditätsindex und zum anderen nach der Köppen-Geiger Klimaklassifikation.

Die Einheiten der Erosionsraten wurden wieder für alle Werte in $t\ ha^{-1}\ Jahr^{-1}$ umgewandelt und in eine Excel-Tabelle eingetragen. Die Daten repräsentieren den durchschnittlichen jährlichen Bodenverlust pro Hektar für die untersuchte Rebfläche. Anschließend wurden die Erosionsdaten für Weinberge, wie beim Vergleich der unterschiedlichen Vegetationsbedeckungen bzw. Kulturpflanzen, als Box-Plots graphisch aufbereitet sowie die statistische Signifikanz mittels eines t-Tests mit XLSTAT berechnet. Im Appendix kann die Tabelle der Erosionsraten semiarider und humider Weinberge eingesehen werden.

Forschungshypothese 3 (‘Eine dichte Bodenbedeckung und eine reduzierte Bodenbearbeitung sind effektive Maßnahmen, um der Erosion in Weinbergen und Olivenhainen entgegenzuwirken.’) widmet sich den Maßnahmen, die zu einer Reduktion der Bodenerosion in Weinbergen und Olivenhainen führen können. Zuallererst soll hier beantwortet werden, ob ein signifikanter Unterschied zwischen den Erosionsraten von Weinbergen und Olivenhainen mit Kultivierung von Deckfrüchten bzw. ohne Kultivierung von Deckfrüchten besteht. In den Studien wird neben der Wirkung von Deckfrüchten auch oft der Effekt von Mulch auf den Bodenabtrag untersucht. Deshalb sollen außerdem die Erosionsraten in Weinbergen und Olivenhainen unter Mulch bewertet werden. Um dies zu ermöglichen, wird wieder die erstellte Datengrundlage der Erosionsraten unterschiedlicher Vegetationsbedeckungen/Kulturpflanzen verwendet und die Werte für Wein und Oliven betrachtet. Die Einteilung in ‚ohne Deckfrucht‘ und ‚Deckfrucht‘ fußt auf den Anmerkungen in den zitierten Studien, wobei nicht immer explizit erwähnt ist, ob der Boden zwischen den Kulturen mit oder ohne Deckfrüchte gehalten wird. Oft wird davon gesprochen, dass die Flächen bearbeitet werden. Bei der Analyse der Daten wurde davon ausgegangen, dass durch die Bear-

beitung des Bodens keine Deckfrüchte vorhanden sind, weshalb alle Erosionsraten, die in den Studien unter Bodenbearbeitung ermittelt wurden, in der Datengrundlage als ‚ohne Deckfrucht‘ gekennzeichnet wurden. Wurde hingegen ausdrücklich angemerkt, dass trotz Bodenbearbeitung Deckfrüchte kultiviert werden, so wurden jene Werte als ‚Deckfrucht‘ markiert. Allerdings muss gesagt werden, dass die Kombination von Bearbeitung und Deckfrüchten die Ausnahme ist. Bei der Nichtbearbeitung des Bodens wurde nicht automatisch angenommen, dass Deckfrüchte vorhanden sind, da vor allem im trockengeprägten mediterranen Sommer trotz naturnahem Management der Boden zwischen den Kulturen kahl bleiben kann. Insgesamt liegen somit in $t\ ha^{-1}\ Jahr^{-1}$ 47 Werte ohne Deckfrüchte und 43 Werte mit Deckfrüchten, allerdings nur 3 Werte mit Mulch vor. In $t\ ha^{-1}\ h^{-1}$ beinhaltet die Datenbasis 12 Werte ohne Deckfrüchte, 3 Werte mit Deckfrüchten und 4 Werte mit Mulch. Die Darstellung erfolgte wiederum mittels Box-Plots, die Feststellung der statistischen Signifikanz durch t-Tests mit XLSTAT.

Zur Bearbeitung von Forschungshypothese 4 (‚Klimatische Veränderungen führen sowohl in Südostspanien als auch in Norditalien zu häufigeren und intensiveren Starkregenereignissen, wodurch sich das Bodenerosionsrisiko auf landwirtschaftlichen Flächen erhöht.‘) stützt man sich wiederum auf die Analyse von Daten. Ziel ist es eine mögliche Veränderung des Erosionsrisikos, das durch den globalen Klimawandel in semiariden und humiden Regionen Europas hervorgerufen wird, festzustellen. Dazu sollen zwei Regionen, nämlich das südöstliche Spanien und das nördliche Italien exemplarisch in den Blickfang genommen werden. In Südostspanien befinden sich bedeutende Oliven- und Weinbaugebiete und auch Norditalien weist große Weinanbauflächen auf. Da angenommen wird, dass Starkregenereignisse die Trigger für die Bodenerosion sind, sollen historische Niederschlagsdaten dieser zwei Regionen analysiert werden. Es gilt herauszufinden, ob Starkniederschlagsereignisse durch den Klimawandel häufiger oder seltener werden und ob somit die Wahrscheinlichkeit für derartige Ereignisse zukünftig zu- bzw. abnehmen könnte. Vorrangiges Ziel ist also die Ermittlung der Häufigkeitsverteilungen von Starkregenereignissen und ihre zeitliche Veränderung. Um dieser Frage nachzugehen, sind jeweils drei Messstationen in den Südostspanien und Norditalien ausgewählt worden. Im südöstlichen Spanien liegen für die Messorte Valencia, Alicante und Albacete Los Llanos Niederschlagsdaten von 1940 bis 2019 vor, im nördlichen Italien wurden die Niederschläge in Bologna, Mailand

und Mantua von 1900 bis 2007 gemessen. Die Niederschlagsdaten dieser Messstationen stammen vom ECA&D (*European Climate Assessment & Dataset*), einer Einrichtung, die sich mit Wetter- und Klimaextremen beschäftigt und Klimadaten für 65 Länder Europas und des Nahen Ostens bereitstellt (vgl. ECA&D 2020). Allerdings sind Niederschlagsdaten für längere Zeiträume selten verfügbar, weshalb für die südostspanischen Messorte ein anderer Zeitraum analysiert wurde als für die norditalienischen Orte. Bedauerlicherweise enden an den gewählten Messorten in Italien die Aufzeichnungen im Jahr 2007. In Zeiten der Klimaänderungen wären aber gerade die jüngsten Daten relevant.

Um die Häufigkeit von Starkregen der beiden gewählten Regionen zu analysieren, wurden zuerst Starkniederschlagsereignisse definiert, anschließend die Zu- bzw. Abnahme von Starkregen für die Messorte festgestellt, indem für jedes Jahr die Anzahl der Tage, an denen Starkregenereignisse stattgefunden haben, berechnet wurde. Die Ergebnisse wurden durch Balkendiagramme graphisch dargestellt und die Signifikanz der zeitlichen Trends mittels Mann-Kendall Tendenztests ermittelt. Der Mann-Kendall Tendenztest ist ein verteilungsunabhängiger Trendtest, der sich für Langzeitklimadatenreihen, wie sie hier vorliegen, eignet. Dabei werden die positive bzw. negative Entwicklung aufeinanderfolgender Werte in den Fokus gestellt, um zu festzustellen, ob die Fortsetzung des Trends wahrscheinlich ist. (vgl. HENNEMUTH et al. 2013: 52)

Die statistische Auswertung zu Forschungshypothese 3.1 beschränkt sich auf die Analyse der Starkregenereignisse. Andere Parameter, die den Bodenabtrag fördern bzw. reduzieren könnten, werden nicht betrachtet. Ob sich die Erosionsraten im Laufe der Zeit erhöhten bzw. verringerten, kann in dieser Arbeit nicht durch Daten belegt werden, da langjährige Erosionsraten, die kontinuierlich erhoben wurden, nicht existieren. Somit ist auch die Ermittlung einer positiven oder negativen Korrelation zwischen Erosionsraten und Niederschlagsänderungen nicht möglich. Um dennoch Aussagen darüber treffen zu können, ob die Bodenerosion in der Mediterraneis zu- oder abgenommen hat und welche Entwicklungen zukünftig wahrscheinlich sind, wird zusätzlich auf eine Literaturliteraturauswertung zurückgegriffen und versucht den aktuellen Wissenstand dieses Forschungsfeldes darzulegen und zu diskutieren.

Der Fokus dieser Masterarbeit ist auf den Vergleich von Erosionsraten unter verschiedenen Bedingungen gerichtet. Nun stellt sich aber die Frage, wie die Erosionsraten überhaupt

verglichen werden können, wenn sie an unterschiedlichen Standorten im Mittelmeerraum mit ganz verschiedenen Parametern eruiert wurden. Zu diesen Parametern zählen unter anderem Hangneigung, Bodentyp und -art, Steinbedeckung des Bodens, die Intensitäten der Niederschlagsereignisse, die tatsächlich gefallene Niederschlagsmenge im Untersuchungszeitraum sowie der Grad der Vegetationsbedeckung. Viele Variablen sind noch dazu unbekannt, weil sie nicht erhoben wurden und in den Studien somit nicht aufscheinen. Alle genannten Parameter können nicht in die Auswertung und Interpretation der Daten miteinbezogen werden, da dies die Analyse zu komplex werden ließe. Dies ist kritisch anzumerken. Die Schwierigkeit der Vergleichbarkeit von Erosionsraten halten auch CERDAN et al. (2006) sowie GARCÍA-RUIZ et al. (2013) fest. Sie betonen, dass die in Studien veröffentlichten Erosionsraten bedeutenden Unsicherheiten unterliegen, da Erosionsprozesse skalenabhängig sind. Daher können sich Bodenerosionsraten je nach Skala unterscheiden. (vgl. CERDAN et al. 2006: 505f.; GARCÍA-RUIZ et al. 2013: 32) Abgesehen davon ist zu bedenken, dass die gemessenen Erosionsraten in kleinen Einzugsgebieten stark divergieren können, da zum Beispiel topographische Unregelmäßigkeiten vorherrschen. Weiters können Extremereignisse die Werte verfälschen. (vgl. GARCÍA-RUIZ et al. 2013: 32) Nichtsdestotrotz, so unterschiedlich die Parameter an den Messorten auch sein mögen, wird davon ausgegangen, dass die Stichprobe der Daten einen allgemeinen Trend repräsentiert und zumindest vorsichtige Aussagen darüber getroffen werden können, unter welchen Bedingungen (Vegetationsbedeckung/Kulturpflanzen, semiarid/humid, Deckfrüchte/keine Deckfrüchte/Mulch) höhere bzw. niedrigere Erosionsraten auftreten.

5.2 Literaturlauswertung

Neben der Analyse von Daten stellt die Literaturlauswertung einen großen Teil dieser Masterarbeit dar. Die relevante Literatur zum Thema soll diskutiert werden, um eine umfassende Untersuchung der Bodenerosion in mediterranen Weinbergen und Olivenhainen zu ermöglichen. Dabei gilt es den neuesten Forschungsstand wiederzugeben und möglichst aktuelle Studien zu verwenden. Allerdings zeigte sich im Laufe der Recherche, dass einige relevante Erkenntnisse über Bodenerosionsprozesse im Mittelmeerraum aus früheren Studien der 1990er Jahre stammen und für eine holistische Abbildung des gesamten Wissensstandes über den Bodenabtrag in Weinbergen und Olivenhainen unumgänglich sind. So

können gewisse Untersuchungen sowohl in der Darlegung der Ergebnisse dieser Arbeit als auch in der anschließenden Diskussion nicht außer Acht gelassen werden.

Die Recherche wissenschaftlicher Literatur erfolgte durch die online-Universitätsbibliothek ‚u:search‘ sowie die Suchmaschine ‚sciencedirect‘. Wie es in der physischen Geografie üblich ist, sind die meisten Studien zu Bodenerosionsprozessen in englischer Sprache verfasst, weshalb auch vorwiegend englische Suchbegriffe bei der Recherche benutzt wurden. Folgende Begriffe erschienen für die Recherche essentiell: ‚erosion‘, ‚soil erosion‘, ‚sediment yield‘, ‚agriculture‘, ‚agricultural practices‘, ‚Mediterranean‘, ‚olive orchards‘, ‚vineyards‘, ‚climate change‘, ‚extreme weather‘, ‚extreme precipitation‘, ‚heavy rain events‘, ‚vegetation cover‘, ‚mulch‘, ‚cover crops‘, ‚different vegetation cover‘, ‚fallow land‘, ‚bare soil‘, ‚natural vegetation‘ etc. Neben englischer Fachlektüre wurden auch einige spanischsprachige Artikel verwendet, zumal etliche Untersuchungen in Spanien durchgeführt wurden. Die gesuchten Studien stammen hauptsächlich aus den Bereichen Bodenerosion und -degradation, Agrarwissenschaft, Klimatologie und Biogeomorphologie.

Die Auswertung der Literatur ermöglichte die Datenanalyse zu ergänzen und die Forschungshypothesen zu verifizieren bzw. zu falsifizieren. Die eigenen Ergebnisse wurden mit jenen anderer Studien verglichen und diskutiert. Die Fragen, die durch die Datenauswertung unbeantwortet blieben, wurden gänzlich durch die Zusammenfügung der Literatur und deren kritische Reflexion bearbeitet. Zum Beispiel ist die erstellte Datengrundlage zu lückenhaft, um sagen zu können, dass die Bearbeitung des Bodens zu höheren Erosionsraten in Weinbergen und Olivenhainen führt als die Nichtbearbeitung. Auch zukünftige Klimaentwicklungen sind mit der Datenanalyse nicht abzuschätzen, weshalb diesbezüglich auf Klimawandelszenarien und deren potenzielle Auswirkungen auf die Bodenerosion eingegangen werden soll. Außerdem müssen für eine angemessenen Bewertung der bodenschützenden Maßnahmen die Ergebnisse relevanter Studien zusammengefasst werden.

Nachdem die Ergebnisse der Datenanalyse und Literatursauswertung präsentiert werden, folgt die Diskussion dieser unter Einbezug aktueller Untersuchungen. Gemeinsamkeiten der Studien werden herausgearbeitet und Widersprüche kritisch betrachtet. Letztliches Ziel ist es die Forschungsfragen vollständig beantworten zu können. Die zentralen Ergebnisse der Arbeit werden schließlich resümiert und es wird ein Ausblick auf zukünftige For-

schungsschwerpunkte gegeben. Im Literaturverzeichnis finden sich Quellenangaben zur verwendeten Literatur, die teilweise auch online verfügbar ist.

6 Ergebnisse

6.1 Erosionsraten unterschiedlicher Vegetationsbedeckungen/Kulturpflanzen

Dieses Kapitel legt die Ergebnisse der Datenanalyse der Erosionsraten unterschiedlicher Vegetationsbedeckungen bzw. Kulturpflanzen im Mittelmeerraum dar. Die erste Datenbank mit den Erosionsraten der Einheit $t\ ha^{-1}\ Jahr^{-1}$ umfasst 49 Werte für Wein sowie für Oliven, 16 Werte für natürliche Vegetation, 13 für Getreide, neun für Obstgehölz, acht für kahlen Boden und drei für Brachland. Die zweite Datenbank mit den Raten der Einheit $t\ ha^{-1}\ h^{-1}$ beinhaltet 21 Werte für Wein, 17 Werte für natürliche Vegetation, zehn für Obstgehölz, vier für kahlen Boden und jeweils einen Wert für Oliven, Brachland und Getreide.

6.1.1 Einteilung der unterschiedlichen Vegetationsbedeckungen/Kulturpflanzen

Unter ‚natürlicher Vegetation‘ wurden Buschvegetation und Grasland zusammengefasst, da angenommen wird, dass sich die Erosionsraten dieser Vegetationsbedeckungen aufgrund der ähnlichen Bedingungen kaum voneinander unterscheiden. Gleiches gilt auch für Zitrus-, Kaki-, Mandel-, Marillen- und Mangobäume, die als ‚Obstgehölz‘ klassifiziert wurden. Ähnliche Kultivierungsweisen von Obstgehölzen erlauben die Zusammenfassung der verschiedenen Baumarten. ‚Getreide‘ beinhaltet die Erosionsraten unter Weizen, Gerste und Hafer. ‚Kahler Boden‘ meint alle Flächen ohne Vegetation bzw. mit einer sehr spärlichen Pflanzenbedeckung, wie sie im Mittelmeerraum häufig auftritt. Unter ‚Brachland‘ versteht man in dieser Arbeit alle brachliegenden landwirtschaftlichen Anbauflächen, die entweder vegetationsfrei sind oder auf denen Zwischenfrüchte kultiviert werden.

6.1.2 Analyse und Interpretation der Erosionsraten

Abbildung 10 zeigt die Erosionsraten unterschiedlicher Vegetationsbedeckungen bzw. Kulturpflanzen in der Einheit $t\ ha^{-1}\ Jahr^{-1}$ in Boxplots dargestellt. Rote Kreuze repräsentie-

ren die Mittelwerte der Erosionsraten, die horizontalen Linien in den Box-Plots die Mediane. Ausreißer unter den Werten sind als schwarze Kreuze und Punkte abgebildet.

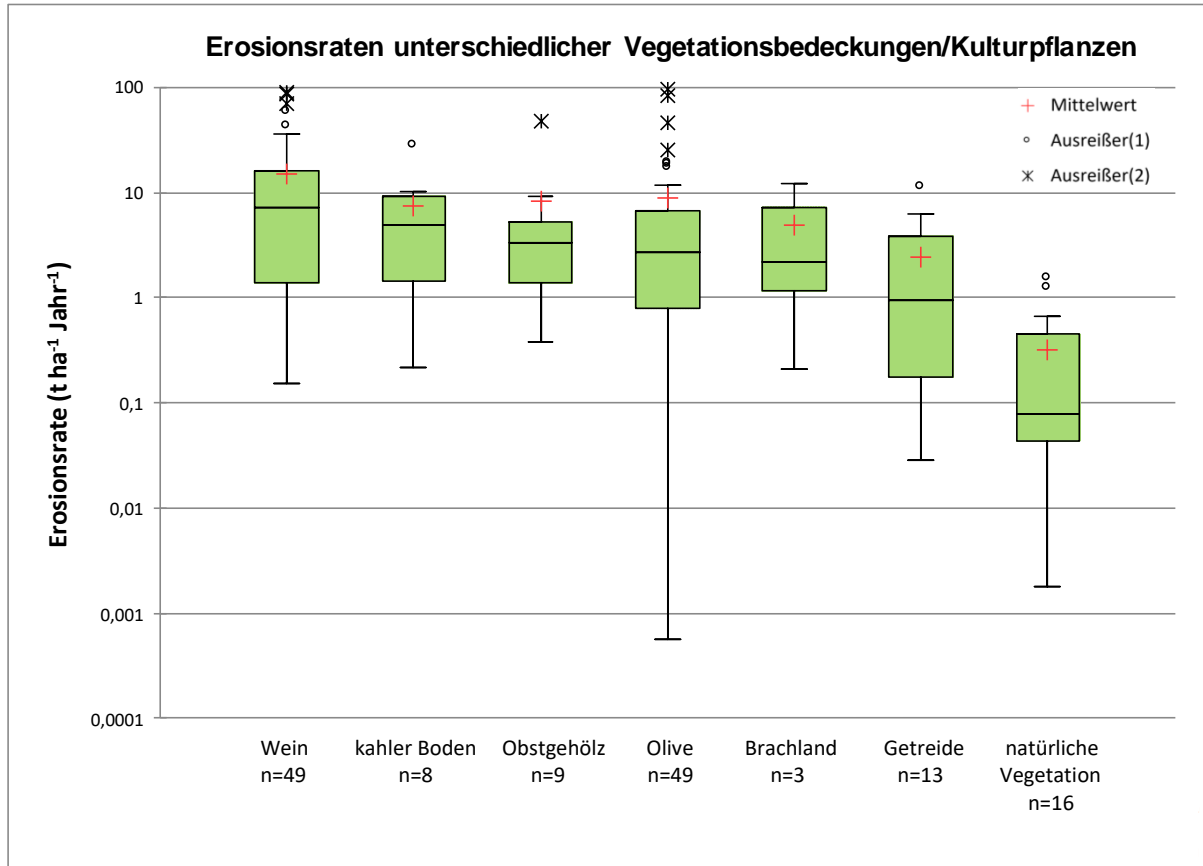


Abb. 10 – Erosionsraten (t ha⁻¹ Jahr⁻¹) unterschiedlicher Vegetationsbedeckungen/Kulturpflanzen (Datengrundlage: Erosionsraten mehrerer Studien, sh. Tabelle im Appendix; eigene Darstellung)

Betrachtet man die Erosionsraten unterschiedlicher Vegetationsbedeckungen/Kulturpflanzen (Abb. 10, Tab. 2), so ist erkennbar, dass Weinberge mit relativ großem Abstand den höchsten durchschnittlichen Bodenverlust von 15,12 t ha⁻¹ Jahr⁻¹ aufweisen. Olivenhaine und Obstgehölz folgen mit einer durchschnittlichen Erosionsraten von 8,88 bzw. 8,19 t ha⁻¹ Jahr⁻¹. Einen ähnlichen Wert von 7,53 t ha⁻¹ Jahr⁻¹ zeigen Flächen mit kahlem Boden. Die mittleren Bodenerosionsraten auf Brachland belaufen sich auf 4,86 t ha⁻¹ Jahr⁻¹ und in Getreidefeldern auf 2,42 t ha⁻¹ Jahr⁻¹. Auf Flächen mit natürlicher Vegetation ist der durchschnittliche jährliche Bodenverlust mit 0,32 t ha⁻¹ Jahr⁻¹ sehr gering und hebt sich somit von den Werten anderer Vegetationsbedeckungen/Kulturpflanzen stark ab.

Nun ist aber zu bedenken, dass bei einer geringen Sampeldichte, wie sie hier vorhanden ist, der Median, also jener Wert, der genau in der Mitte einer Datenreihe liegt, ein aussagekräftigerer Lageparameter ist als der Mittelwert. Starke Ausreißer nach oben und unten sind bei Erosionsraten sehr häufig und führen oft zu verzerrten Mittelwerten. So sieht man auch in Abbildung 10 die Uneinheitlichkeit der Erosionsraten derselben Vegetationsbedeckung bzw. Kulturpflanze. Deshalb sollten den Medianwerten der Erosionsraten größere Bedeutung zugesprochen werden. Vergleicht man nun die Mediane der Erosionsraten unterschiedlicher Vegetationsbedeckungen/Kulturpflanzen, so fällt auf, dass Wein mit $7,14 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ wiederum die höchste Bodenverlustrate aufweist. Der Median liegt aber weit unter dem Mittelwert. In Olivenhainen beläuft sich der Median auf $2,74 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ und ist damit niedriger als jener auf kahlem Boden ($4,98 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$) und Flächen mit Obstgehölzen ($3,37 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$). Brachland zeigt eine Rate von $2,16 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$, Getreide $0,93 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$. Flächen mit natürlicher Busch- und Grasvegetation weisen mit $0,08 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ den niedrigsten Medianwert der Erosionsraten auf. In der folgenden Tabelle sind die Mittelwerte und Mediane der Erosionsraten unterschiedlicher Vegetationsbedeckungen/Kulturpflanzen noch einmal zusammengefasst.

Vegetationsbedeckung/Kulturpflanze	Anzahl der Messwerte	Mittlere Erosionsrate (t ha⁻¹ Jahr⁻¹)	Median der Erosionsraten (t ha⁻¹ Jahr⁻¹)
Wein	49	15,12	7,14
Olive	49	8,88	2,74
Obstgehölz	9	8,19	3,37
kahler Boden	8	7,53	4,98
Brachland	3	4,86	2,16
Getreide	13	2,42	0,93
natürliche Vegetation	16	0,32	0,08

Tab. 2 – Mittelwert und Median der Erosionsraten ($\text{t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$) unterschiedlicher Vegetationsbedeckungen/Kulturpflanzen (Datengrundlage: Erosionsraten mehrerer Studien, sh. Tabelle im Appendix)

Mittels t-Tests wurden die Unterschiede der Erosionsraten noch statistisch überprüft. Es konnte festgestellt werden, dass sich die Erosionsraten von Oliven von jenen anderer Vegetationsbedeckungen bzw. Kulturpflanzen statistisch nicht unterscheiden; die Unterschiede sind nicht signifikant, die Nullhypothesen können bestätigt werden. Auch die Erosionsraten von Wein unterscheiden sich nicht von den Erosionsraten auf kahlem Boden, in Obstgehölzen und auf Brachland. Betrachtet man allerdings die Raten von Wein und Getreide, so ist der berechnete p-Wert (=0,04) kleiner als das Signifikanz-Niveau α (=0,05), weshalb ein statistisch signifikanter Unterschied festgestellt werden kann. Des Weiteren unterschieden sich die Raten von Wein und natürlicher Vegetation. Mit einem p-Wert von 0,008 ist der Unterschied signifikant und die Nullhypothese muss verworfen werden.

Wein/Olive	Vegetationsbedeckung/Kulturpflanze	statistische Signifikanz
Wein	kahler Boden	nicht signifikant (p=0,336)
Wein	Obstgehölz	nicht signifikant (p=0,363)
Wein	Brachland	nicht signifikant (p=0,420)
Wein	Getreide	signifikant (p=0,04)
Wein	natürliche Vegetation	signifikant (p=0,008)
Olive	kahler Boden	nicht signifikant (p=0,843)
Olive	Obstgehölz	nicht signifikant (p=0,916)
Olive	Brachland	nicht signifikant (p=0,714)
Olive	Getreide	nicht signifikant (p=0,222)
Olive	natürliche Vegetation	nicht signifikant (p=0,073)

Tab. 3 – Statistische Signifikanz der Unterschiede der Erosionsraten ($t \text{ ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$) in Abhängigkeit von Wein bzw. Oliven, $\alpha=0,05$ (Datengrundlage: Erosionsraten mehrerer Studien, sh. Tabelle im Appendix)

Wie könnten nun die unterschiedlichen Erosionsraten erklärt werden? In der Regel weisen Weinberge, abgesehen von den Reben selbst, wenig Vegetationsbedeckung auf. Die hohen Erosionsraten könnten darauf zurückgeführt werden. Ähnliches gilt für Olivenhaine, allerdings könnten hier die Baumkronen die Regenerosivität vermindern. Die Analyse zeigt,

dass vor allem der Mittelwert der Erosionsraten in Olivenhainen unter jenem in Weinbergen liegt, starke Ausreißer sind jedoch vorhanden. Dies lässt möglicherweise darauf schließen, dass es auf die Bewirtschaftungspraktiken ankommt, ob Olivenhaine hohe bzw. niedrige Raten aufweisen. Vergleicht man die Mittelwerte und Mediane der Erosionsraten von Oliven und Obstgehölz, so fällt auf, dass sich diese kaum voneinander unterscheiden. Dies ist wenig überraschend, wenn man bedenkt, dass die Kultivierung (einzelne Bäume in Reihen) ähnlich ist und Oliven eigentlich zu den Obstgehölzen gezählt werden können. Weiters könnte angenommen werden, dass die Bodenverluste auf kahlem Boden aufgrund der fehlenden Vegetation am höchsten sind. Allerdings zeigen Weinberge sowohl eine höhere durchschnittliche Erosionsrate als auch einen höheren Medianwert als kahler Boden. Auch die mittleren Raten von Oliven und Obstgehölzen liegen über jenen von kahlem Boden, die Mediane allerdings darunter. Möglicherweise werden hier die Ergebnisse durch die eher geringe Anzahl an Messwerten auf Flächen mit kahlem Boden verfälscht. Ähnliches trifft auch auf die Erosionsraten von Brachland zu. Mit nur insgesamt drei Messwerten lässt sich kein seriöser Vergleich anstellen. Die Bodenverluste auf Getreideflächen heben sich allerdings stärker von jenen der bereits erwähnten Vegetationsbedeckungen bzw. Kulturpflanzen ab. Vermutlich sind die niedrigeren Erosionsraten auf die dichte Vegetationsbedeckung in Getreidefeldern zurückzuführen. Flächen mit natürlicher Vegetation unterscheiden sich schließlich am stärksten von den untersuchten Vegetationsbedeckungen/Kulturpflanzen. So sind die Erosionsraten höchstwahrscheinlich aufgrund der natürlichen Vegetationsbedeckung, die dem Boden optimalen Schutz bietet, am geringsten. Die eben dargestellten Ausführungen stellen lediglich Vermutungen dar, warum die Erosionsraten unterschiedlich sind. Im Kapitel ‚Diskussion‘ wird auf einzelne Studien genauer eingegangen und versucht die Ursachen der unterschiedlichen Erosionsraten zu ergründen.

Vergleicht man die Raten innerhalb derselben Vegetationsbedeckung/Kulturpflanze so sind, wie schon zuvor erwähnt, die Schwankungsbreiten der Erosionsraten bei allen Vegetationsbedeckungen/Kulturpflanzen sehr groß und Ausreißer häufig. Eine Ausnahme stellen die Werte unter natürlicher Vegetation dar, die sich zwischen 0,002 (vgl. ARHONDITSIS et al. 2000) und 1,55 t ha⁻¹ Jahr⁻¹ (vgl. DURÁN ZUAZO et al. 2013) in einem relativ gleichmäßigen, niedrigen Bereich bewegen. Insbesondere Wein und Oliven weisen aber massive Ausreißer nach oben auf. In Weinbergen reichen die Erosionsraten von 0,15

(vgl. BIENES et al. 2012) bis $90 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ (vgl. GÓMEZ et al. 2011), in Olivenhainen schwanken die Werte zwischen $0,0006$ (vgl. ARHONDITSIS et al. 2000) und $95 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ (vgl. KRAUSHAAR et al. 2014). Das bedeutet also, dass minimale Bodenverluste extremen Bodenverlusten gegenüberstehen. Diese enormen Unterschiede verlangen nach Erklärungen, die im späteren Verlauf dieser Arbeit dargelegt werden.

Betrachtet man die für diese Analyse verwendeten Erosionsmesswerte in Weinbergen und Olivenhainen, so kann man feststellen, dass rund 73% (Wein) bzw. 63% (Oliven) über $1,4 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ liegen und daher nach VERHEIJEN et al. (2009) als nicht tolerierbar gelten (vgl. VERHEIJEN et al. 2009: 33). Folgt man den Schwellenwerten der Europäischen Kommission (2020), so liegen etwa 43% der Messwerte von Wein sowie 63% der Messwerte von Oliven zwischen 0 und $< 5 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ und befinden sich daher in einem niedrigen Erosionsbereich. Rund 14% (Wein) bzw. 20% (Oliven) weisen mäßige Erosion zwischen 5 und $< 10 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ auf und etwa 43% (Wein) bzw. 16% (Oliven) zeigen starke Bodenerosion $\geq 10 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$. (vgl. Europäische Kommission 2020: 6ff.) 14% der Messwerte in Weinbergen liegen sogar über einem jährlichen Bodenverlust von 30 t ha^{-1} , in Olivenhainen sind es 4%.

Die Erosionsraten der zweiten erstellten Datenbank sind in Abbildung 11 dargelegt. Hierbei handelt es sich wiederum um die Raten unterschiedlicher Vegetationsbedeckungen bzw. Kulturpflanzen, allerdings wurden die Sedimentverluste nach einzelnen Regenereignissen bzw. Niederschlagssimulationen pro Stunde gemessen. Untersuchungen in Olivenhainen, Getreidefeldern und auf Brachland, die die Erosionsraten in einer Stunde aufzeichnen, sind äußerst rar, weshalb für die genannten Vegetationsbedeckungen/Kulturpflanzen nur jeweils ein Messwert in die Datenbank aufgenommen werden konnte. Die Erosionsraten von Oliven, Getreide und Brachland können also vernachlässigt werden. Zwar existieren mehrere Studien, die den Bodenverlust nach einzelnen Niederschlagsereignissen eruierten, die Zeitspannen sind aber oft kürzer oder länger als eine Stunde. Ein Vergleich der Erosionsraten, die in verschiedenen langen Zeitspannen erhoben wurden, würde wenig Sinn ergeben, da sehr unterschiedliche Niederschlagsmengen fallen und je nach Dauer mehr oder weniger Sedimente erodiert werden. Die Niederschlagsintensitäten divergieren aber selbstverständlich auch in den Studien, die den Bodenverlust pro

Stunde verzeichneten. So ist in der folgenden Interpretation der Daten kritisch anzumerken, dass die Niederschlagsintensitäten der zitierten Studien zwischen 30 und 130 mm/h schwanken und daher die Vergleichbarkeit der Erosionsraten an ihre Grenzen stößt.

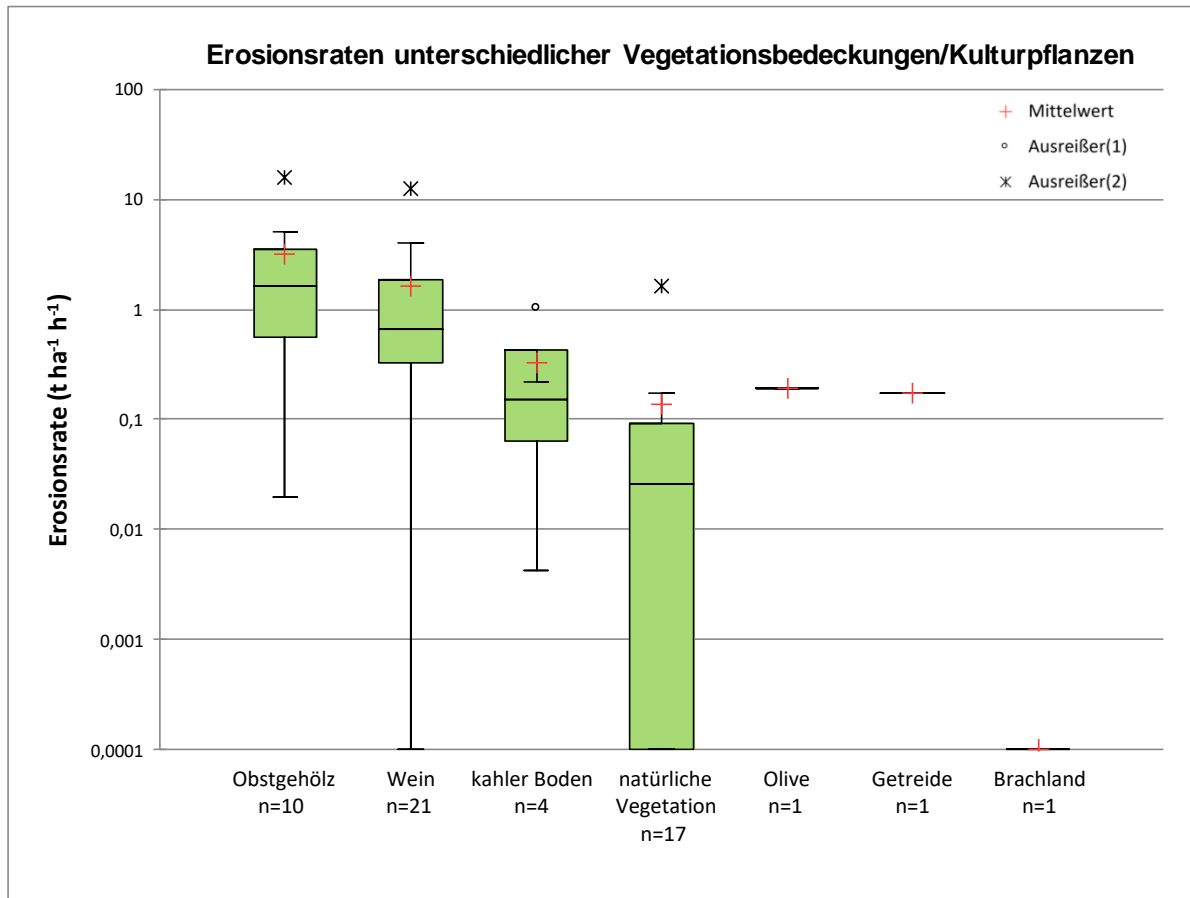


Abb. 11 – Erosionsraten ($t\ ha^{-1}\ h^{-1}$) unterschiedlicher Vegetationsbedeckungen/Kulturpflanzen (Datengrundlage: Erosionsraten mehrerer Studien, sh. Tabelle im Appendix; eigene Darstellung)

Aus Abbildung 11 und Tabelle 4 ist zu entnehmen, dass Obstgehölze mit $3,19\ t\ ha^{-1}\ h^{-1}$ die höchste durchschnittliche Erosionsrate aufweisen, gefolgt von Wein mit einem mittleren Bodenverlust von $1,63\ t\ ha^{-1}\ h^{-1}$, kahlem Boden mit $0,33\ t\ ha^{-1}\ h^{-1}$ und natürlicher Vegetation mit $0,14\ t\ ha^{-1}\ h^{-1}$. Die Mediane der Erosionsraten liegen jeweils unter den Mittelwerten und belaufen sich auf $1,65\ t\ ha^{-1}\ h^{-1}$ auf Flächen mit Obstgehölz. Dies ist unter den Vegetationsbedeckungen/Kulturpflanzen wiederum der höchste Wert. Der Median in Weinbergen beträgt $0,67\ t\ ha^{-1}\ h^{-1}$, auf kahlem Boden $0,15\ t\ ha^{-1}\ h^{-1}$ und auf flächen mit

natürlicher Vegetation $0,03 \text{ t ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$. Die folgende Tabelle fasst wieder die Mittelwerte und Mediane der Erosionsraten zusammen.

Vegetationsbedeckung/Kulturpflanze	Anzahl der Messwerte	Mittlere Erosionsrate ($\text{t ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$)	Median der Erosionsraten ($\text{t ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$)
Obstgehölz	10	3,19	1,65
Wein	21	1,63	0,67
kahler Boden	4	0,33	0,15
natürliche Vegetation	17	0,14	0,03
Olive	1	(0,19)	(0,19)
Getreide	1	(0,18)	(0,18)
Brachland	1	(0)	(0)

Tab. 4 – Mittelwert und Median der Erosionsraten ($\text{t ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$) unterschiedlicher Vegetationsbedeckungen/Kulturpflanzen (Datengrundlage: Erosionsraten mehrerer Studien, sh. Tabelle im Appendix)

T-Tests zeigen, dass die Unterschiede der Erosionsraten in Weinbergen verglichen mit jenen auf kahlem Boden und Obstgehölz statistisch nicht signifikant sind. Allerdings konnte im Vergleich der Raten in Weinbergen und auf natürlicher Vegetation wieder festgestellt werden, dass ein signifikanter Unterschied besteht, da der berechnete p-Wert ($=0,033$) kleiner als das Signifikanz-Niveau α ($=0,05$) ist.

Wein	Vegetationsbedeckung/Kulturpflanze	statistische Signifikanz
Wein	kahler Boden	nicht signifikant ($p=0,364$)
Wein	Obstgehölz	nicht signifikant ($p=0,253$)
Wein	natürliche Vegetation	signifikant ($p=0,033$)

Tab. 5 – Statistische Signifikanz der Unterschiede der Erosionsraten ($\text{t ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$) in Abhängigkeit von Wein, $\alpha=0,05$ (Datengrundlage: Erosionsraten mehrerer Studien, sh. Tabelle im Appendix)

Es zeigt sich also, dass auf Flächen mit Obstkulturen besonders hohe Erosionsraten gemessen werden können. Die Datenbank enthält für Oliven zwar nur einen Messwert, allerdings ist es wahrscheinlich, dass in Olivenhainen ähnliche Bodenverluste pro Stunde auftreten, da, wie schon zuvor erwähnt, die Anbauweise ähnlich ist. Die Raten in Weinbergen liegen unter jenen in Obstgehölzen. Dieses Ergebnis weicht von der vorherigen Analyse der Erosionsraten pro Jahr ab, bei der festgestellt werden konnte, dass Weinberge die höchsten Bodenverluste aufweisen. Möglicherweise deutet dies darauf hin, dass sich die durchschnittlichen Erosionsraten in Weinbergen und Oliven bzw. Obstgehölzen kaum voneinander unterscheiden. Die Bodenverluste auf kahlem Boden sind als mäßig zu bewerten. Hier ist aber zu bedenken, dass die geringe Stichprobe von nur vier Messwerten das Ergebnis verfälschen könnte. Auffallend sind wieder die geringen Erosionsraten auf Flächen mit natürlicher Busch- und Grasvegetation.

Auch die Analyse der ermittelten Erosionsraten pro Stunde zeigt, dass die Schwankungsbreite der Raten groß ist und Ausreißer auftreten. In Weinbergen bewegen sich die Werte zwischen 0 (vgl. BLAVET et al. 2009) und $12,63 \text{ t ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (vgl. CERDÀ et al. 2017b). BLAVET et al. (2009) konnte also nach einem einstündigen Niederschlagsereignis keinen Bodenverlust messen, während CERDÀ et al. (2017b) einen enormen Sedimentertrag in Weinbergen feststellten.

Resümierend kann festgestellt werden, dass die Bodenerosion in Weinbergen und Olivenhainen problematisch ist. Es existieren allerdings große Schwankungsbreiten, was bedeutet, dass die Erosion von gewissen Faktoren abhängt, die zu besonders hohen bzw. relativ niedrigen Raten führen. Weinberge zeigen die durchschnittlich höchsten jährlichen Erosionsraten, während die Bodenverluste in $\text{t ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ in Obstgehölzen am höchsten sind. Auch die Bodenverluste in Olivenhainen sind hoch, unterschieden sich aber von jenen in Obstgehölzen kaum. Abgesehen davon weisen Flächen mit kahlem Boden recht hohe Bodenverluste auf.

6.2 Erosionsraten in Weinbergen semiarider und humider Regionen Europas

In diesem Kapitel werden die Erosionsraten in Weinbergen unterschiedlicher klimatischer Bedingungen dargelegt. Bevor die Ergebnisse präsentiert werden, sollen die Begriffe ‚semiarid‘ und ‚humid‘ definiert werden.

6.2.1 Definition ‚semiarid‘ und ‚humid‘ und Einteilung der Messstandorte

Die Einteilung der Messstandorte der Erosionsraten erfolgte auf Grundlage des Ariditätsindex (*aridity index*). Dieser Index wurde aus Klimakarten abgeleitet und auf Basis des Verhältnisses von Niederschlag und potenzieller Evapotranspiration berechnet. Er gibt damit den Grad des jährlichen Feuchtigkeitsdefizits an, der von Region zu Region variieren kann. Als arid (lat. *aridus* ‚trocken‘) werden jene Regionen bezeichnet, die einen Ariditätsindex von $\leq 0,65$ aufweisen. Das bedeutet, dass die potenzielle Evapotranspiration, also die Verdunstung, mindestens 50% größer ist als die mittlere jährliche Niederschlagsmenge. Aride Gebiete sind also durch einen Mangel an Feuchtigkeit charakterisiert. Je nach Grad der Trockenheit erfolgt eine weitere Einteilung in hyperaride (*hyper arid*), aride (*arid*), semiaride (*semi arid*) und trocken subhumide (*dry subhumid*) Gebiete. (vgl. MIDDELTON & THOMAS 1997: 5) Die in dieser Arbeit zur Datenanalyse verwendeten Erosionsraten in Spanien und Sizilien wurden gemäß dieser Klassifizierung in semiariden Gebieten Europas erhoben. Der Ariditätsindex liegt hier zwischen $> 0,2$ und $\leq 0,5$ (vgl. FAO 2009a). Semiarides Klima ist durch eine starke Variabilität der Niederschläge (25-50%) und in Winterregenklimaten durch jährliche Niederschlagssummen von etwa 500 mm geprägt. Das Feuchtigkeitsdefizit erfordert von der Landwirtschaft große Anpassungen. (vgl. MIDDELTON & THOMAS 1997: 5)

Humides Klima (lat. *umidus* ‚nass‘, ‚feucht‘) hingegen zeichnet alle Regionen aus, die über dem Ariditätsindex von 0,65 liegen. Hier ist die jährliche Niederschlagsmenge größer als die potenzielle Evapotranspiration. (vgl. MIDDELTON & THOMAS 1997: 5) Somit können die Messstandorte der zur Analyse verwendeten Erosionsraten in Deutschland, Frankreich und Norditalien dem humiden Klima zugeschrieben werden.

Wesentlich detaillierter gestaltet sich die Klimaklassifikation nach Köppen und Geiger. Hier erfolgt die Einteilung der Klimazonen in mehrere Mikroklimata. Die nachstehende

Karte von PEEL et al. (2007) zeigt eine überarbeitete Version dieser Klimaklassifikation für den europäischen Kontinent. Die genauen Erläuterungen für die Abkürzungen der Klimaregionen sind in PEEL et al. (2007) auf Seite 1636 angeführt.

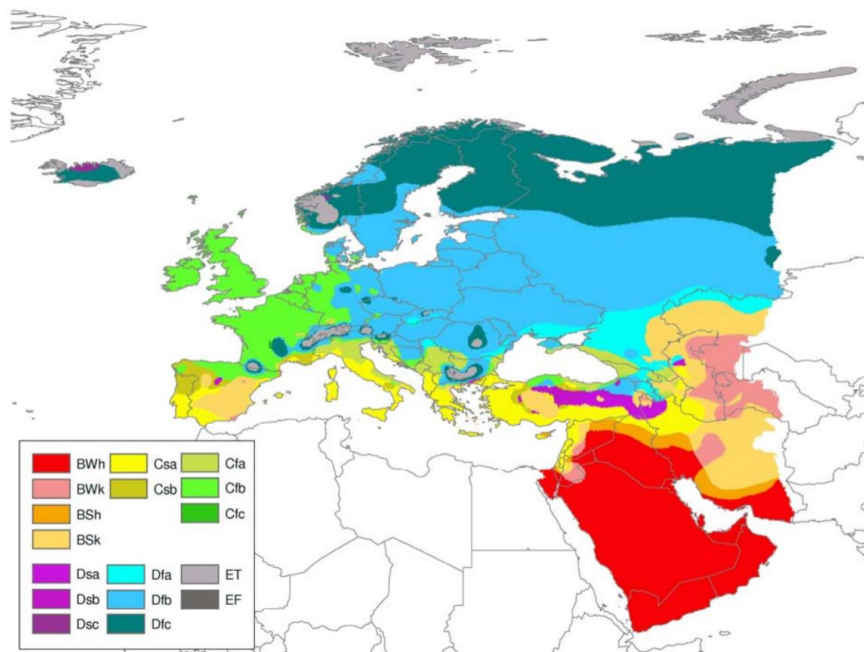


Abb. 12 – Köppen-Geiger Klimaklassifikation für Europa (Quelle: PEEL et al. 2007: 1641)

Nach der Köppen-Geiger Einteilung liegen die Messstandorte der Erosionsraten für Wein in insgesamt vier verschiedenen Mikroklimaten (Csa, BSk, Cfb und Cfa) (vgl. PEEL et al. 2007: 1636, 1641). Die Messorte, die sich in den Mikroklimaten Csa (C=gemäßigt, s=trockene Sommer, a=heiße Sommer) und BSk (B=arid, S=Steppe, k=kalt) befinden, wurden als ‚semiarid/sommerliche Trockenzeit‘ klassifiziert, jene der Mikroklimata Cfb (C=gemäßigt, f=keine Trockenzeit, b=warme Sommer) und Cfa (C=gemäßigt, f=keine Trockenzeit, a=heiße Sommer) als ‚humid/ganzjährige Niederschläge‘. Unterteilt man die Erosionsraten in der erstellten Datenbank dementsprechend, so wurden 30 Werte an Standorten mit semiaridem Klima und sommerlicher Trockenperiode gemessen und 32 Werte an Standorten mit humidem Klima und ganzjährigen Niederschlägen, die eben auch im Sommer auftreten. Die Messwerte der semiariden Regionen entfallen auf Sizilien sowie Süd-, Südost-, Zentral-, und Nordostspanien, jene der humiden Gebiete auf Nordwestitalien, das zentrale Frankreich sowie Westdeutschland. Die mittleren jährlichen Nieder-

schlagsmengen der Messstandorte der semiariden Gebiete reichen von ca. 433 mm in Villaconejos (Zentralspanien) bis 632 mm in Montilla Moriles (Südspanien), die Niederschlagssummen der humiden Regionen von etwa 552 mm in Geisenheim (Westdeutschland) bis 1044 mm in Gavi (Nordwestitalien) (vgl. Meteostat 2020). Tabelle 6 dient noch einmal zur Verdeutlichung der verwendeten Klassifizierung. Abbildung 13 zeigt die Messstandorte auf der Europakarte.

semiarid/sommerliche Trockenzeit		humid/ganzjährige Niederschläge	
Csa (gemäßigt, trockene und heiße Sommer)	Nordost- & Südspanien, Sizilien	Cfb (gemäßigt, keine Trockenzeit, warme Sommer)	Westdeutschland, Zentralfrankreich
BSk (arid, kalte Steppe)	Südost- & Zentralspanien	Cfa (gemäßigt, keine Trockenzeit, heiße Sommer)	Nordwestitalien

Tab. 6 – Klimaklassifikation der Messstandorte nach Köppen-Geiger (nach PEEL et al. 2007: 1636, 1641)

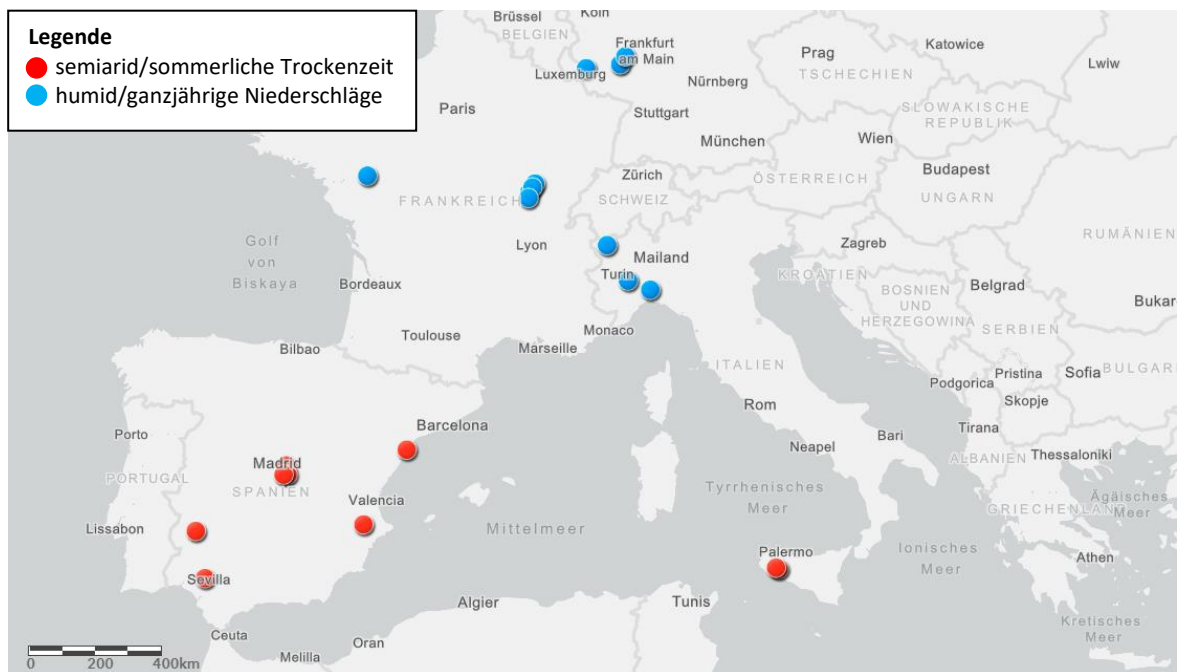


Abb. 13 – Messstandorte der Erosionsraten in Weinbergen semiarider und humider Regionen Europas (Quelle: Esri; eigene Bearbeitung)

6.2.2 Analyse und Interpretation der Erosionsraten

Abbildung 14 repräsentiert nun die Erosionsraten in Weinbergen semiarider und humider Regionen Europas in der Einheit $t\ ha^{-1}\ Jahr^{-1}$.

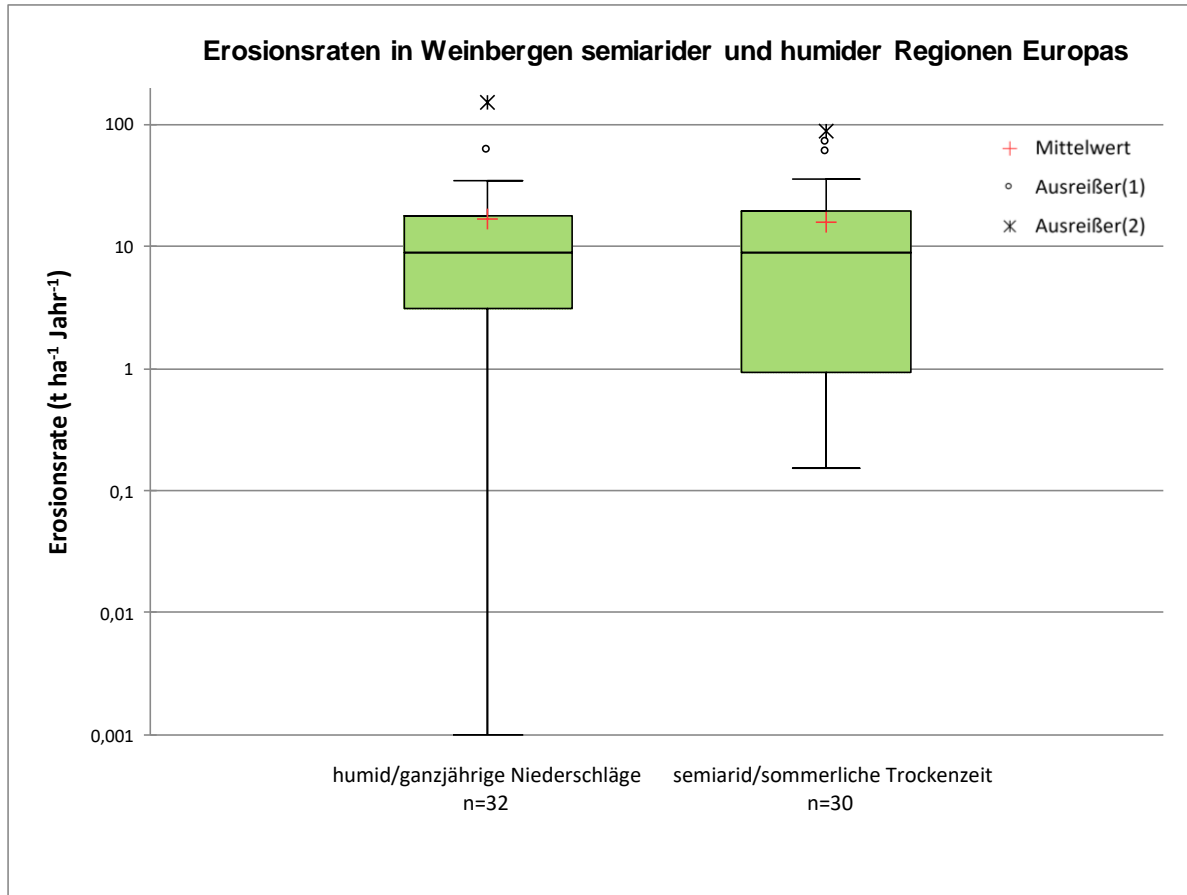


Abb. 14 – Erosionsraten ($t\ ha^{-1}\ Jahr^{-1}$) in Weinbergen semiarider und humider Regionen Europas (Datengrundlage: Erosionsraten mehrerer Studien, sh. Tabelle im Appendix; eigene Darstellung)

Es ist zu erkennen, dass der mittlere jährliche Bodenverlust in Weinbergen semiarider Gebiete bei $15,98\ t\ ha^{-1}$ liegt, der Median weist einen Wert von $8,83\ t\ ha^{-1}\ Jahr^{-1}$ auf. In Weinbergen humider Regionen liegt die durchschnittliche Erosionsraten bei $16,23\ t\ ha^{-1}\ Jahr^{-1}$ und der Median bei $8,99\ t\ ha^{-1}\ Jahr^{-1}$. Tabelle 7 bietet eine Übersicht. Die Analyse liefert klare Ergebnisse. So sind fast keine Unterschiede zwischen den Erosionsraten in Weinbergen semiarider und humider Regionen feststellbar. Weder die mittleren jährlichen Erosionsraten noch die Mediane divergieren bedeutend.

Klimatische Bedingung	Anzahl der Messwerte	Mittlere Erosionsrate (t ha⁻¹ Jahr⁻¹)	Median der Erosionsraten (t ha⁻¹ Jahr⁻¹)
semiarid/sommerliche Trockenzeit	30	15,98	8,83
humid/ganzjährige Niederschläge	32	16,23	8,99

Tab. 7 – Mittelwert und Median der Erosionsraten (t ha⁻¹ Jahr⁻¹) in Weinbergen semiarider und humider Regionen Europas (Datengrundlage: Erosionsraten mehrerer Studien, sh. Tabelle im Appendix)

Mittels eines t-Tests kann auch die Nullhypothese bestätigt werden. Der p-Wert (=0,970) liegt über dem Signifikanz-Niveau α (=0,05), daher besteht kein statistisch signifikanter Unterschied zwischen den Erosionsraten in Weinbergen semiarider und humider Gebiete.

Wie erwartet sind auch die Schwankungsbreiten in Weinbergen semiarider und humider Regionen groß. Unter semiaridem Klima reichen die Erosionsraten in Weinbergen von 0,15 (vgl. BIENES et al. 2012) bis 87,7 t ha⁻¹ Jahr⁻¹ (vgl. RODRIGO-COMINO et al. 2018b); in Weinbergen humider Gebiete schwanken sie zwischen 0,001 (vgl. EMDE 1992) und extremen 151 t ha⁻¹ Jahr⁻¹ (vgl. EMDE 1992).

Vor der Analyse der Daten wurde angenommen, dass die Bodenverluste in Weinbergen semiarider Regionen höher sind als jene in humiden Gebieten. Folgende Überlegungen lagen dieser Annahme zugrunde.

Semiaride Gebiete mit sommerlicher Trockenperiode zeichnen sich allgemein durch geringe Niederschläge aus. Während der Sommer durch stabile Hochdruckwetterlagen mit Trockenheit geprägt ist, fallen Niederschläge hauptsächlich im Winterhalbjahr. Der Einfluss heftiger Starkregenereignisse zu dieser Jahreszeit ist für die Bodenerosion von entscheidender Bedeutung. (vgl. WAINWRIGHT & THORNES 2004: 77f., 82) Diese klimatischen Bedingungen wirken sich dementsprechend auf die Vegetation aus. Aufgrund der sommerlichen Trockenperiode und den hohen Temperaturen verdorren viele krautige Pflanzen; auch Deckfrüchte können kaum gedeihen (vgl. SASTRE et al. 2017: 883) bzw. werden aufgrund der Wasserkonkurrenz nicht kultiviert (vgl. RAMOS & MARTÍNEZ-CASASNOVAS 2006: 356), wodurch einsetzende Niederschläge im Herbst nahezu ungehindert auf den kahlen Boden treffen (vgl. LÓPEZ BERMÚDEZ & ROMERO DÍAZ 1992: 11).

Im Gegensatz dazu ist humides, west- und mitteleuropäisches Klima durch gemäßigte, weniger intensive Niederschläge, die ganzjährig auftreten, geprägt (vgl. DURÁN ZUAZO & RODRÍGUEZ PLEGUEZUELO 2008: 69). Eine sommerliche Trockenzeit existiert wie in semiariden Regionen nicht. Niederschläge im Sommer sorgen für eine relativ ausgeprägte Vegetation. Der Wettbewerb um Wasser zwischen Deckfrüchten und Kulturpflanzen ist kaum gegeben, weshalb bodenschützende Deckfrüchte unter humiden Bedingungen häufiger eingesetzt werden als in semiariden Regionen (vgl. BIDDOCU et al. 2020: 2). Weiters können großflächige Starkniederschläge das ganze Jahr über auftreten, wobei sie in der warmen Jahreszeit häufiger sind (vgl. PISTOTNIK et al. 2020: 150). Mit konvektiven Starkniederschlägen im Zuge von Gewittern ist aber vor allem im Sommerhalbjahr zu rechnen (vgl. PISTOTNIK et al. 2020: 150), wodurch die Gefahr der Bodenerosion zu dieser Jahreszeit am größten ist (vgl. STRAUSS & SCHMALTZ 2020: 348).

Warum aber unterscheiden sich die Erosionsraten in Weinbergen semiarider und humider Gebiete nicht? Ein möglicher Grund könnte sein, dass im mediterranen Raum im Sommerhalbjahr nur wenige Regenereignisse stattfinden, wodurch die Bodenerosion zu dieser Zeit so gut wie keine Rolle spielt. Im Winterhalbjahr, d.h. in der Regenzeit, könnten sich Deckfrüchte schnell etablieren, überdauern und die Bodenerosion reduzieren. Weiters ist zu bedenken, dass in humiden Regionen Europas insgesamt mehr Regen fällt als im mediterranen Raum. Häufigere Niederschlagsereignisse könnten hier zu insgesamt größeren Mengen an Sedimentverlusten im Jahr führen. Sind klimatische Unterschiede für die Bodenerosion in Weinbergen allerdings weniger bedeutend, so lässt dies möglicherweise darauf schließen, dass ähnliche Bodenverhältnisse oder Bewirtschaftungspraktiken zu gleich hohen Erosionsraten in Weinbergen führen, unabhängig davon welche klimatischen Bedingungen vorherrschen.

Ob andere Studien analoge Ergebnisse der Erosionsraten liefern, wird im späteren Verlauf dieser Arbeit diskutiert. Außerdem werden die eben dargelegten Vermutungen für die ähnlichen Bodenverlusten durch wissenschaftliche Erkenntnisse überprüft.

6.3 Erosionsraten in Weinbergen und Olivenhainen unter dem Einsatz bodenschützender Managementstrategien

In diesem Kapitel werden die Erosionsraten in mediterranen Weinbergen und Olivenhainen unterschiedlicher Bewirtschaftungspraktiken dargelegt.

6.3.1 Einteilung der unterschiedlichen Bewirtschaftungspraktiken

Grundsätzlich sind in Weinbergen und Olivenhainen drei Hauptbewirtschaftungspraktiken zu unterscheiden. Erstens werden Wein und Oliven häufig unter konventioneller Bodenbearbeitung kultiviert. Darunter versteht man das tiefe Pflügen des Bodens in den Zwischenreihen (in der Regel vier Mal pro Jahr), um die Ausbreitung von Unkräutern zu vermeiden und die Infiltration zu erhöhen. (vgl. GARCÍA-RUIZ 2010: 7) Durch die Bearbeitung bleibt der Boden für die meiste Zeit im Jahr kahl (vgl. RUIZ-COLMENERO et al. 2013: 153). Zweitens werden viele Olivenhaine und Weinberge zwar nicht bearbeitet, allerdings kommt es zur Anwendung von Herbiziden, die wiederum die unkontrollierte Vermehrung von Unkraut eindämmen soll. Auch aus dieser Managementform resultiert ein kahler Boden. Als dritte Bewirtschaftungspraktik ist die Kultivierung von Deckfrüchten zwischen den Weinreihen und Olivenbäumen üblich. (vgl. GARCÍA-RUIZ 2010: 7) Oft werden diese Deckfrüchte im Mittelmeerraum im Frühherbst gesät, sodass sie in der regenreichen Zeit den Boden bedecken und für Erosionsschutz sorgen. Wenn es sich nicht um permanente Deckfrüchte handelt, kommt es im Frühling zur Vernichtung bzw. Eindämmung der Zwischenvegetation durch Herbizide oder Bodenbearbeitung. (vgl. GÓMEZ et al. 2009: 6) Neben der Verwendung von Deckfrüchten kommt in Weinbergen und Olivenhainen zunehmend Mulch zum Einsatz. Hierfür werden unterschiedliche Materialien, wie Stroh, Laub oder Schnittreste (Zweige, die vom Zurückschneiden der Bäume übrigbleiben) verwendet.

Wie aus fachrelevanter Literatur hervorgeht, werden gewisse Elemente der Anbautechniken aber auch gemischt angewandt. So werden beispielsweise manche Weinberge und Olivenhaine nur selten im Jahr bearbeitet (reduzierte Bodenbearbeitung), sodass der Boden für eine längere Zeit im Jahr eine Vegetationsbedeckung zwischen den Kulturen aufweist. Zudem werden Deckfrüchte oft im Frühjahr gemäht oder durch Herbizide vernichtet, um

der Wasserkonkurrenz vorzubeugen. Das heißt, dass das Vorhandensein von Deckfrüchten in gewissen Fällen auch mit der Bearbeitung des Bodens einhergehen kann. Wird in den Studien hingegen angegeben, dass der Boden ohne Deckfrüchte bewirtschaftet wird, so ist auch anzunehmen, dass der Boden bearbeitet, sprich gepflügt wird, oder mit Herbiziden behandelt wird, sonst würde zumindest zeitweise eine Vegetationsbedeckung zwischen den Kulturen vorhanden sein.

Der Analyse liegen die beiden Datenbanken der Erosionsraten unterschiedlicher Vegetationsbedeckungen/Kulturpflanzen zugrunde, wobei nun lediglich jene Studien betrachtet werden, in denen die Bewirtschaftungsform für Weinberge und Olivenhaine erwähnt wurde. In der Einheit $t\ ha^{-1}\ Jahr^{-1}$ sind 47 Werte verfügbar, die auf Flächen ohne Deckfrüchte gemessen wurden, 43 Werte stammen von Weinbergen und Olivenhainen mit Deckfrüchten zwischen den Kulturen und drei Werte wurden unter der Verwendung von Mulch gemessen. In der Einheit $t\ ha^{-1}\ h^{-1}$ liefert die Datenbank 12 Erosionsraten, die auf Flächen ohne Deckfrüchte verzeichnet wurden, drei Raten auf Flächen mit Deckfrüchten und vier unter der Verwendung von Mulch.

6.3.2 Analyse und Interpretation der Erosionsraten

In Abbildung 15 sind nun die Erosionsraten in Weinbergen und Olivenhainen unterschiedlichen Managements in der Einheit $t\ ha^{-1}\ Jahr^{-1}$ dargestellt.

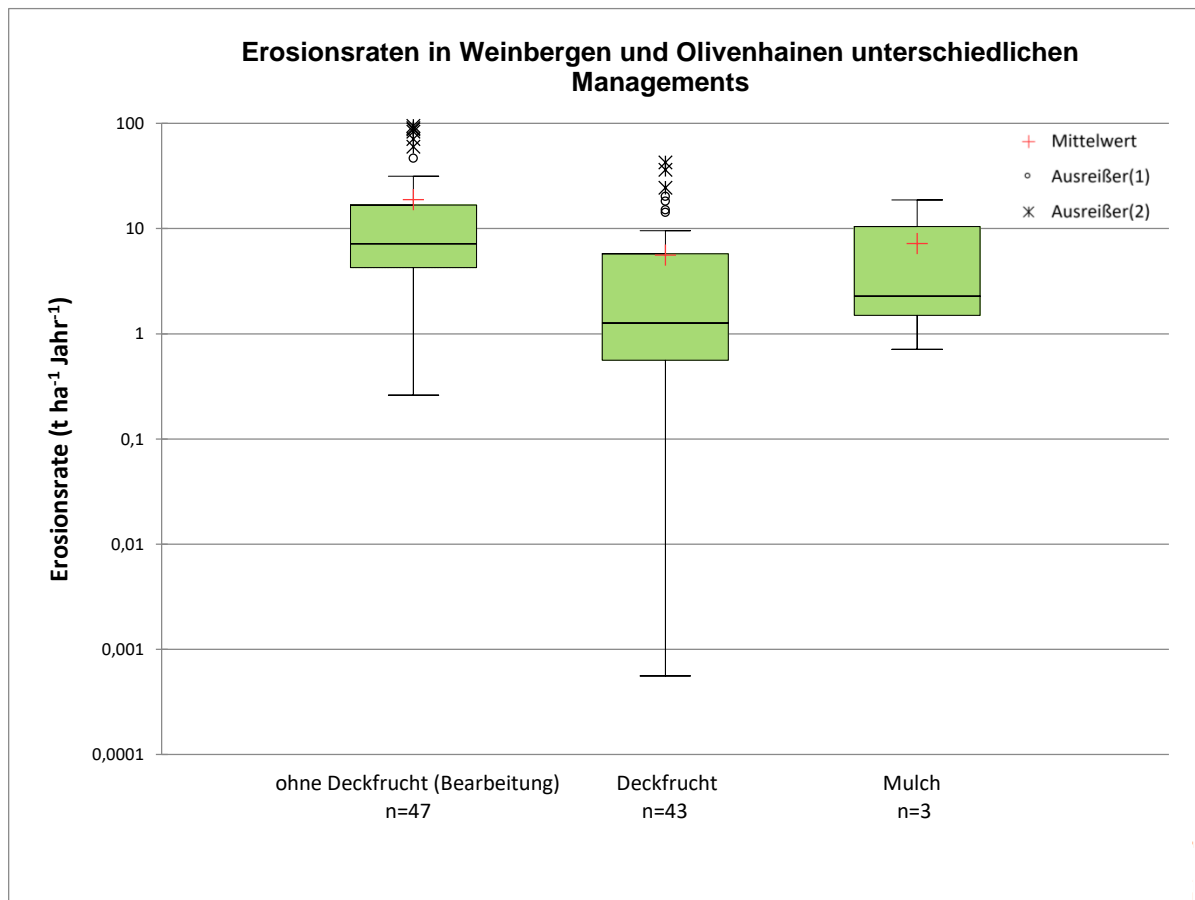


Abb. 15 – Erosionsraten ($t\ ha^{-1}\ Jahr^{-1}$) in Weinbergen und Olivenhainen unterschiedlichen Managements (Datengrundlage: Erosionsraten mehrerer Studien, sh. Tabelle im Appendix; eigene Darstellung)

Aus Abbildung 15 und Tabelle 8 geht hervor, dass die mittlere Bodenverlustrate auf Flächen ohne Deckfrüchte mit $18,84\ t\ ha^{-1}\ Jahr^{-1}$ am höchsten ist, während die durchschnittlichen Raten auf Flächen mit Deckfrüchten und Mulch mit $5,59$ und $7,23\ t\ ha^{-1}\ Jahr^{-1}$ vergleichsweise viel niedriger sind. Betrachtet man die Medianwerte, so weisen Weinberge und Olivenhaine ohne Deckfrüchte einen Bodenverlust von $7,14\ t\ ha^{-1}\ Jahr^{-1}$ auf, dieselben Kulturen mit Deckfrüchten bzw. mit Mulch $1,27$ bzw. $2,29\ t\ ha^{-1}\ Jahr^{-1}$. Die folgende Tabelle fasst die Ergebnisse zusammen.

Management	Anzahl der Messwerte	Mittlere Erosionsrate (t ha ⁻¹ Jahr ⁻¹)	Median der Erosionsraten (t ha ⁻¹ Jahr ⁻¹)
ohne Deckfrucht (Bearbeitung)	47	18,84	7,14
Deckfrucht	43	5,59	1,27
Mulch	3	7,23	2,29

Tab. 8 – Mittelwert und Median der Erosionsraten (t ha⁻¹ Jahr⁻¹) in Weinbergen und Olivenhainen unterschiedlichen Managements (Datengrundlage: Erosionsraten mehrerer Studien, sh. Tabelle im Appendix)

Mittels t-Tests wurden die Unterschiede der Erosionsraten wieder statistisch überprüft. Dabei konnte festgestellt werden, dass sich die Erosionsraten auf Flächen ohne Deckfrüchte von jenen auf Flächen mit Deckfrüchten signifikant unterscheiden. Der p-Wert (=0,002) liegt deutlich unter dem berechneten Signifikanz-Niveau α (=0,05). Die Unterschiede zwischen den Raten in Weinbergen und Olivenhainen ohne Deckfrüchte und jenen unter der Verwendung von Mulch sind statistisch nicht signifikant, da für Mulch nur drei Messwerte in die Analyse miteinbezogen wurden.

ohne Deckfrucht	bodenschützende Maßnahme	statistische Signifikanz
ohne Deckfrucht	Deckfrucht	<i>signifikant</i> (p=0,002)
ohne Deckfrucht	Mulch	nicht signifikant (p=0,451)

Tab. 9 – Statistische Signifikanz der Unterschiede der Erosionsraten (t ha⁻¹ Jahr⁻¹) in Abhängigkeit von Flächen ohne Deckfrüchte, $\alpha=0,05$ (Datengrundlage: Erosionsraten mehrerer Studien, sh. Tabelle im Appendix)

Es zeigt sich also, dass die Erosion in Weinbergen und Olivenhainen durch den Einsatz bodenschützender Maßnahmen um ein Vielfaches reduziert werden kann. Der Vergleich der Raten ohne Deckfrüchte mit den Raten mit Mulch kann zwar vernachlässigt werden, da für Mulch nicht genügend Daten vorhanden sind, allerdings ist der Unterschied der Bodenverlusten zwischen den Bewirtschaftungspraktiken ‚ohne Deckfrucht‘ und ‚Deckfrucht‘ umso deutlicher. Die Kultivierung von Deckfrüchten, die eine ausreichend dichte Vegetationsbedeckung zwischen den Nutzpflanzen sicherstellt, scheint demzufolge eine effektive Maßnahme zu sein, um den Bodenabtrag in mediterranen Weinbergen und

Olivenhainen zu verringern. Auch die Verwendung von Mulch stellt möglicherweise eine geeignete Maßnahme dar. Die Effektivität kann aber hier nicht bestätigt werden, da zu wenige Messwerte vorliegen. Im anschließenden Kapitel wird diskutiert, ob die Ergebnisse dieser Analyse mit anderen Studienerkenntnissen Ähnlichkeiten aufweisen. Außerdem soll auf einzelne Studien spezifisch eingegangen werden.

Extreme Ausreißer unter den Erosionsraten sind sowohl auf Kulturflächen ohne Deckfrüchte als auch auf jenen mit Deckfrüchten vorhanden. Daraus ist zu schließen, dass die Verwendung von Deckfrüchten keine geringen Bodenverluste garantiert. Selbst wenn Deckfrüchte angebaut werden, können enorme Erosionsraten verzeichnet werden. So haben beispielsweise GÓMEZ et al. (2011) in Weinbergen mit Deckfrüchten Bodenverluste von $42,7 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ gemessen. Dieser Wert sei auf extreme Niederschlagsereignisse zurückzuführen. (vgl. GÓMEZ et al. 2011: 505)

Widmen wir uns jetzt noch der Analyse der Erosionsraten der zweiten Datenbank, die insgesamt nur einen Messwert beinhaltet, der in Olivenhainen eruiert wurde. Alle anderen 18 Messwerte stammen aus Weinbergen. Abbildung 16 zeigt die Ergebnisse in Box-Plots dargestellt.

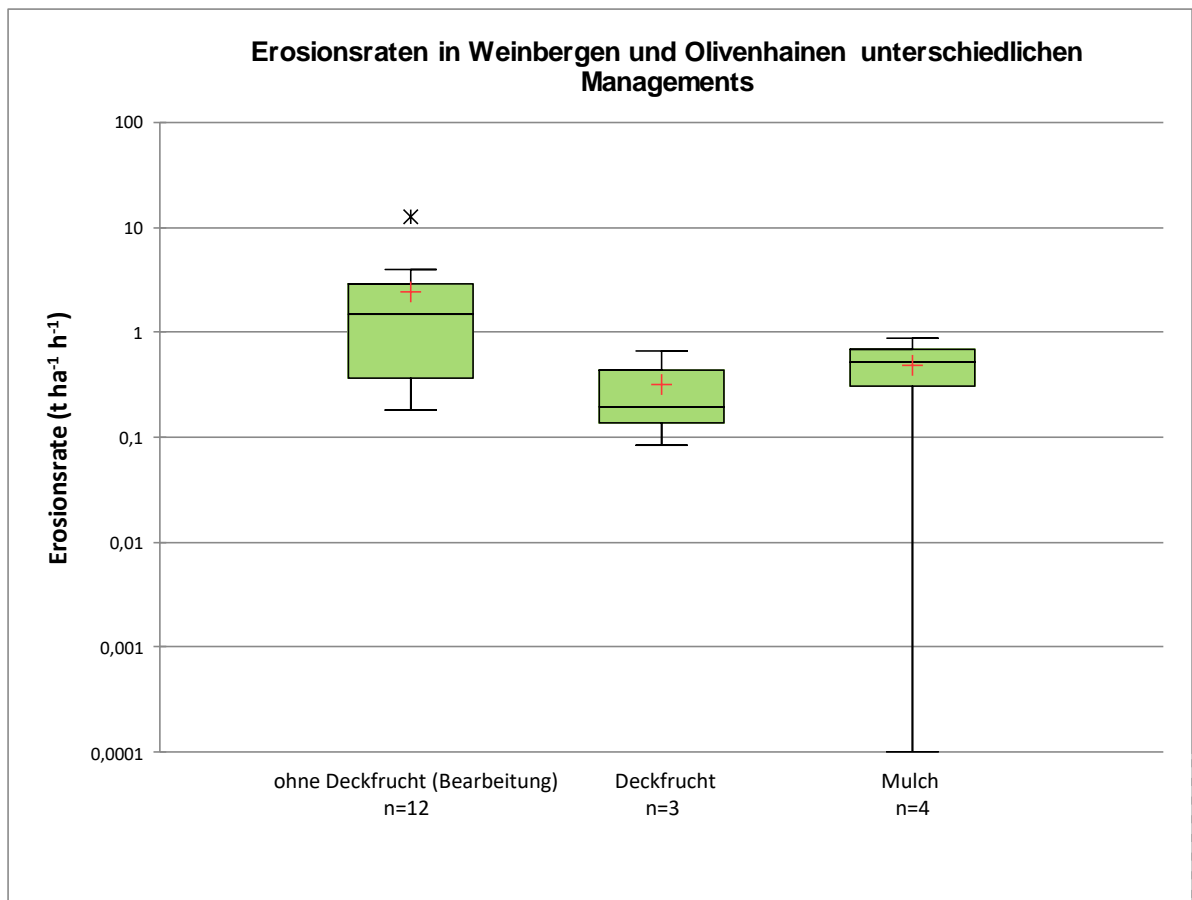


Abb. 16 – Erosionsraten ($t\ ha^{-1}\ h^{-1}$) in Weinbergen und Olivenhainen unterschiedlichen Managements (Datengrundlage: Erosionsraten mehrerer Studien, sh. Tabelle im Appendix; eigene Darstellung)

Es ist ersichtlich, dass jene Kulturflächen die ohne Deckfrüchte bewirtschaftet werden die höchsten durchschnittlichen Erosionsraten von $2,47\ t\ ha^{-1}\ h^{-1}$ aufweisen, gefolgt von Flächen mit Deckfrüchten ($0,32\ t\ ha^{-1}\ h^{-1}$) und Flächen mit Mulch ($0,48\ t\ ha^{-1}\ h^{-1}$). Die Mediane belaufen sich auf $1,48\ t\ ha^{-1}\ h^{-1}$ für ‚ohne Deckfrucht‘, auf $0,19\ t\ ha^{-1}\ h^{-1}$ für ‚Deckfrucht‘ und auf $0,52\ t\ ha^{-1}\ h^{-1}$ für Mulch.

Management	Anzahl der Messwerte	Mittlere Erosionsrate (t ha⁻¹ h⁻¹)	Median der Erosionsraten (t ha⁻¹ h⁻¹)
ohne Deckfrucht (Bearbeitung)	12	2,47	1,48
Deckfrucht	3	0,32	0,19
Mulch	4	0,48	0,52

Tab. 10 – Mittelwert und Median der Erosionsraten (t ha⁻¹ h⁻¹) in Weinbergen und Olivenhainen unterschiedlichen Managements (Datengrundlage: Erosionsraten mehrerer Studien, sh. Tabelle im Appendix)

Auf den ersten Blick unterscheiden sich die Erosionsraten zwar, eine statistische Signifikanz der Unterschiede konnte durch t-Tests aber nicht ermittelt werden.

ohne Deckfrucht	bodenschützende Maßnahme	statistische Signifikanz
ohne Deckfrucht	Deckfrucht	nicht signifikant (p=0,313)
ohne Deckfrucht	Mulch	nicht signifikant (p=0,281)

Tab. 11 – Statistische Signifikanz der Unterschiede der Erosionsraten (t ha⁻¹ h⁻¹) in Abhängigkeit von Flächen ohne Deckfrüchte, $\alpha=0,05$ (Datengrundlage: Erosionsraten mehrerer Studien, sh. Tabelle im Appendix)

Ähnlich der vorherigen Ergebnisse sind auch hier die Bodenverlusten auf Flächen mit Deckfrüchten am niedrigsten. Allerdings ist eine seriöse Vergleichbarkeit der Daten nicht möglich, da die Stichprobe für Weinberge und Olivenhaine, die mit Deckfrüchten und unter der Verwendung von Mulch kultiviert werden, zu klein ist. Nur drei bzw. vier Werte sind Teil der statistischen Analyse. Nichtsdestotrotz weisen die sieben gemessenen Erosionsraten der bodenschützenden Bewirtschaftungspraktiken relativ niedrige Werte auf und bringen daher keine Unstimmigkeiten mit sich.

6.4 Entwicklung von Starkniederschlagsereignissen im Mittelmeerraum

Dieses Kapitel widmet sich der Analyse von Starkniederschlagsereignissen im Mittelmeerraum, die für die Bodenerosion den größten Trigger darstellen (vgl. Europäische Kommission 2020: 11f.; GARCÍA-RUIZ et al. 2013: 21; PANAGOS et al. 2015a: 441). Wie schon in der Einleitung dieser Arbeit verdeutlicht, ist die Regenerosivität im mediterranen Raum im Allgemeinen besonders hoch. Extreme Niederschlagsereignisse stellen die Ursache für die Erosivität dar. Bevor historische Niederschlagsdaten von drei Standorten in Südostspanien (Valencia, Alicante, Albacete Los Llanos) und drei Standorten in Norditalien (Mailand, Bologna, Mantua) analysiert werden sollen, gilt es Stark- bzw. Extremniederschlagsereignisse zu definieren.

6.4.1 Definition ‚Starkniederschlagsereignisse‘

Für Stark- bzw. Extremniederschlagsereignisse gibt es keine einheitliche Definition. So findet man in der Literatur unterschiedliche Begriffserklärungen, da es auf die in der jeweiligen Klimazone charakteristischen Niederschlagsmengen sowie auf die spezifische Fragestellung ankommt. Allen Definitionen ist allerdings gemein, dass sie sich auf eine bestimmte Niederschlagsmenge pro Zeiteinheit beziehen. So wird häufig die Niederschlagssumme einer kurzen Zeitdauer von 30 Minuten oder einer Stunde als Kriterium herangezogen (vgl. BENDER & SCHALLER 2012: 46). Da aber diese Daten für den in dieser Arbeit untersuchten Zeitraum nicht verfügbar waren, wurde nach Definitionen gesucht, die sich auf die Schwellenwerte der Niederschlagsmenge eines Tages beziehen. Für die Bodenerosion sind die Niederschlagsmenge sowie die Intensität des Ereignisses ausschlaggebend (vgl. AUERSWALD 1998: 39). Die Extremniederschlagsereignisse, die in dieser Arbeit analysiert wurden, geben allerdings nur Auskunft über die gemessene Gesamtniederschlagsmenge pro Tag, die Intensität, also die Menge pro Regenereignis, ist unbekannt. So geht aus den Daten nicht hervor, ob sich die Niederschlagssumme pro Tag auf ein einzelnes kurzes und intensives Regenereignis bezieht oder ob es sich um ein längeres Regenereignis handelte und die Niederschlagsmenge dementsprechend auf mehrere Stunden verteilt war. Dies wäre relevant, da konvektive Niederschlagsereignisse mit hoher Intensität und großen Regentropfen eine höhere Erosivität haben als beispielsweise ein länger an-

dauernder Landregen mit mäßiger Intensität (vgl. AUERSWALD 1998: 39; SEUFFERT 1998: 156f.). Nichtsdestotrotz wird angenommen, dass die kumulierte Niederschlagssumme pro Tag ab einem gewissen Schwellenwert große Auswirkungen auf den Bodenabtrag haben kann, gleichgültig, ob das Ereignis kurz und intensiv oder länger andauernd und weniger intensiv war.

Das ECA&D (*European Climate Assessment & Dataset*) definiert Starkregentage (*heavy precipitation days*) für Europa mit Niederschlagsmengen von ≥ 10 mm/Tag. Als heftige Starkregentage (*very heavy precipitation days*) werden Tage bezeichnet, an denen die Niederschlagsmengen ≥ 20 mm liegen. (vgl. ECA&D 2020) KARAGIANNIDIS et al. (2009) untersuchten extreme Niederschlagsereignisse in Europa einschließlich Teile des mediterranen Raumes und definierten im Zuge ihrer Studie extreme Niederschlagsereignisse als einzelne Tage mit einer Niederschlagssumme von mehr als 60 mm (vgl. KARAGIANNIDIS et al. 2009: 40). In einer anderen Studie zur Feststellung von Niederschlagsveränderungen im Mittelmeerraum legten ALPERT et al. (2002) folgende sechs Kategorien zur Klassifizierung der Niederschlagsintensität fest: leicht (*light*, 0-4 mm/Tag), leicht bis mäßig (*light/moderate*, 4-16 mm/Tag), mäßig bis stark (*moderate/heavy*, 16-32 mm/Tag), stark (*heavy*, 32-64 mm/Tag), stark bis extrem stark (*heavy/torrential*, 64-128 mm/Tag) und extrem stark (*torrential*, > 128 mm/Tag) (vgl. ALPERT et al. 2002: 31/3).

Wie also ersichtlich ist werden Starkniederschläge unterschiedlich definiert und unterteilt. Die für die Analyse der Starkregenereignisse in Südostspanien und Norditalien verwendete Klassifizierung lehnt sich an jene von ALPERT et al. (2002) an, wurde aber etwas abgeändert. So werden tägliche Niederschlagssummen von ≥ 30 bis < 60 mm als Starkniederschlagsereignisse klassifiziert, tägliche Mengen von ≥ 60 bis < 100 mm als heftige Starkniederschlagsereignisse und Mengen von ≥ 100 mm als extreme Starkniederschlagsereignisse.

6.4.2 Das Beispiel Südostspanien

Die folgenden Diagramme fassen die Niederschlagsdaten für die Messstation Valencia zusammen. In der Messreihe von 1940 bis 2019 fehlen an insgesamt sechs Tagen die Niederschlagsaufzeichnungen (Jahr 2005: 2; Jahr 2006: 4). Abbildung 17 repräsentiert die Entwicklung der jährlichen Niederschlagssummen von 1940 bis 2019; Abbildung 18 zeigt,

gemäß Definition, die Anzahl der Tage mit Starkniederschlägen, heftigen Starkniederschlägen und extremen Starkniederschlägen. Die schwarze Linie in den Diagrammen stellt die Trendlinie dar.

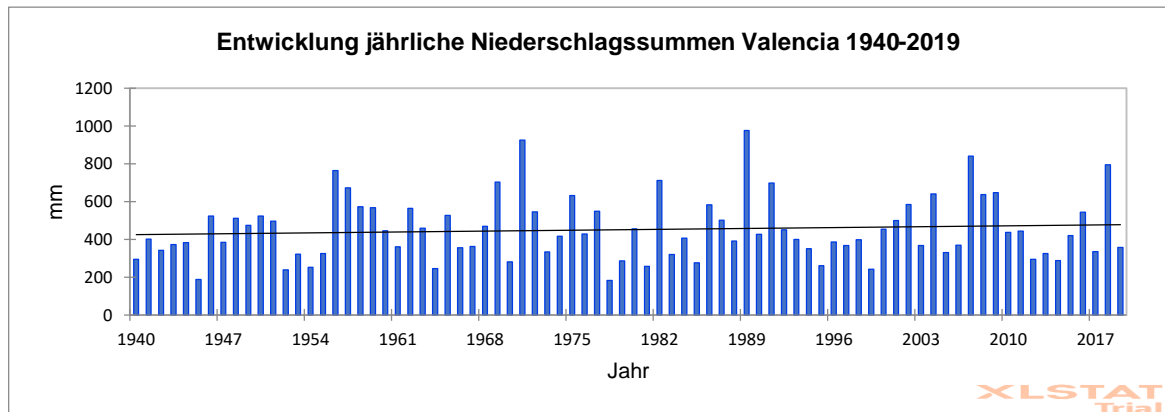


Abb. 17 – Entwicklung der jährlichen Niederschlagssummen in Valencia von 1940-2019 (Datengrundlage: ECA&D 2020; eigene Berechnung und Darstellung)

Aus dem Diagramm geht hervor, dass sich die Niederschlagssummen in Valencia während der 79-jährigen Messreihe nicht wesentlich geändert haben. Trockenere und feuchtere Jahre wechselten sich ab. Nichtsdestotrotz ist ein leichter Trend hin zu etwas feuchteren Jahren zu erkennen. Der Mann-Kendall-Tendenztest zeigt aber, dass der Trend statistisch nicht signifikant ist.

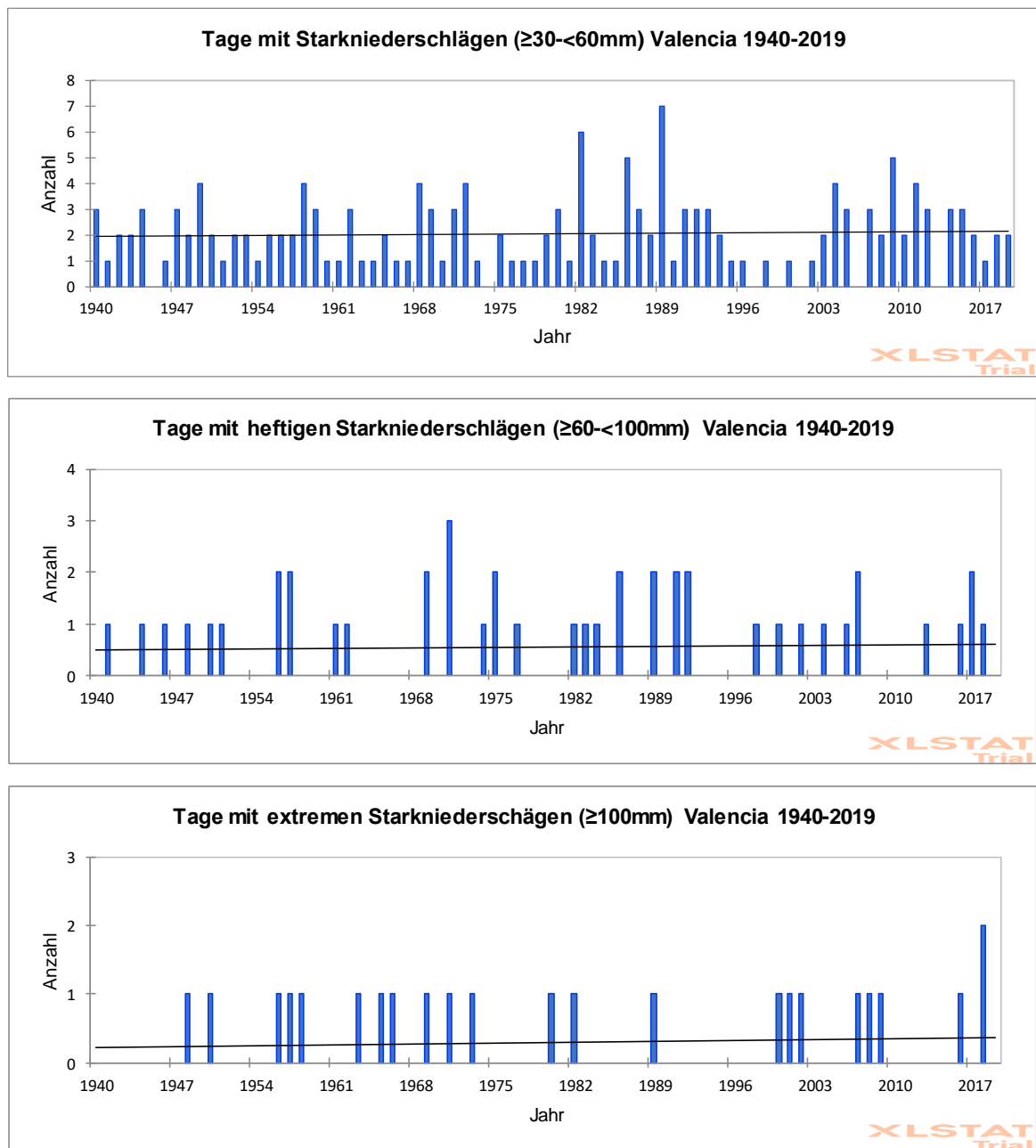


Abb. 18 – Anzahl der Tage mit Starkniederschlägen (≥ 30 - < 60 mm), heftigen Starkniederschlägen (≥ 60 - < 100 mm) und extremen Starkniederschlägen (≥ 100 mm) in Alicante von 1940-2019 (Datengrundlage: ECA&D 2020; eigene Berechnung und Darstellung)

Die Anzahl der Tage mit Starkniederschlägen (≥ 30 - <60 mm) hat sich in Valencia kaum verändert. In den 1980er Jahren sind derartige Niederschläge häufiger aufgetreten, während um die Jahrhundertwende Niederschlagsereignisse zwischen ≥ 30 und <60 mm die Ausnahme blieben. Insgesamt ist ein leicht positiver Trend zu erkennen, allerdings kann

nach dem Mann-Kendall-Test kein statistisch signifikanter Unterschied festgestellt werden ($p=0,932$; $\alpha=0,05$). Auch die Anzahl der Tage heftiger Starkniederschläge ($\geq 60 - <100$ mm) ist weder bedeutend gestiegen noch gesunken. Der berechnete p-Wert ($=0,739$) liegt über dem Signifikanz-Niveau $\alpha (=0,05)$, weshalb kein statistisch signifikanter Unterschied festgemacht werden kann. Die Tage mit extremen Starkniederschlägen (≥ 100 mm) in Valencia von 1940 bis 2019 zeigen ebenfalls keine auffälligen Änderungen. Der leicht positive Trend ist statistisch nicht signifikant ($p=0,598$; $\alpha=0,05$).

Wie für Valencia zeigen die folgenden Diagramme die Niederschlagsdaten für die Messstation Alicante. Es ist zu erwähnen, dass für das Jahr 1941 an elf Tagen keine Niederschlagswerte vorhanden sind.

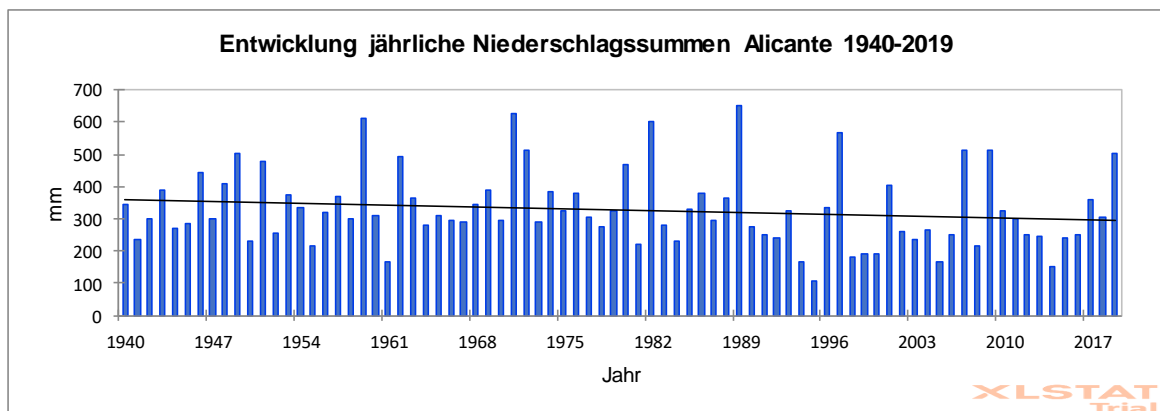


Abb. 19 – Entwicklung der jährlichen Niederschlagssummen in Alicante von 1940-2019 (Datengrundlage: ECA&D 2020; eigene Berechnung und Darstellung)

Die jährliche Niederschlagsmenge in Alicante hat sich von 1940 bis 2019 verringert. Der Mann-Kendall-Tendenztest zeigt, dass die Abnahme der Niederschlagssummen signifikant ist. Es ist also trockener geworden.

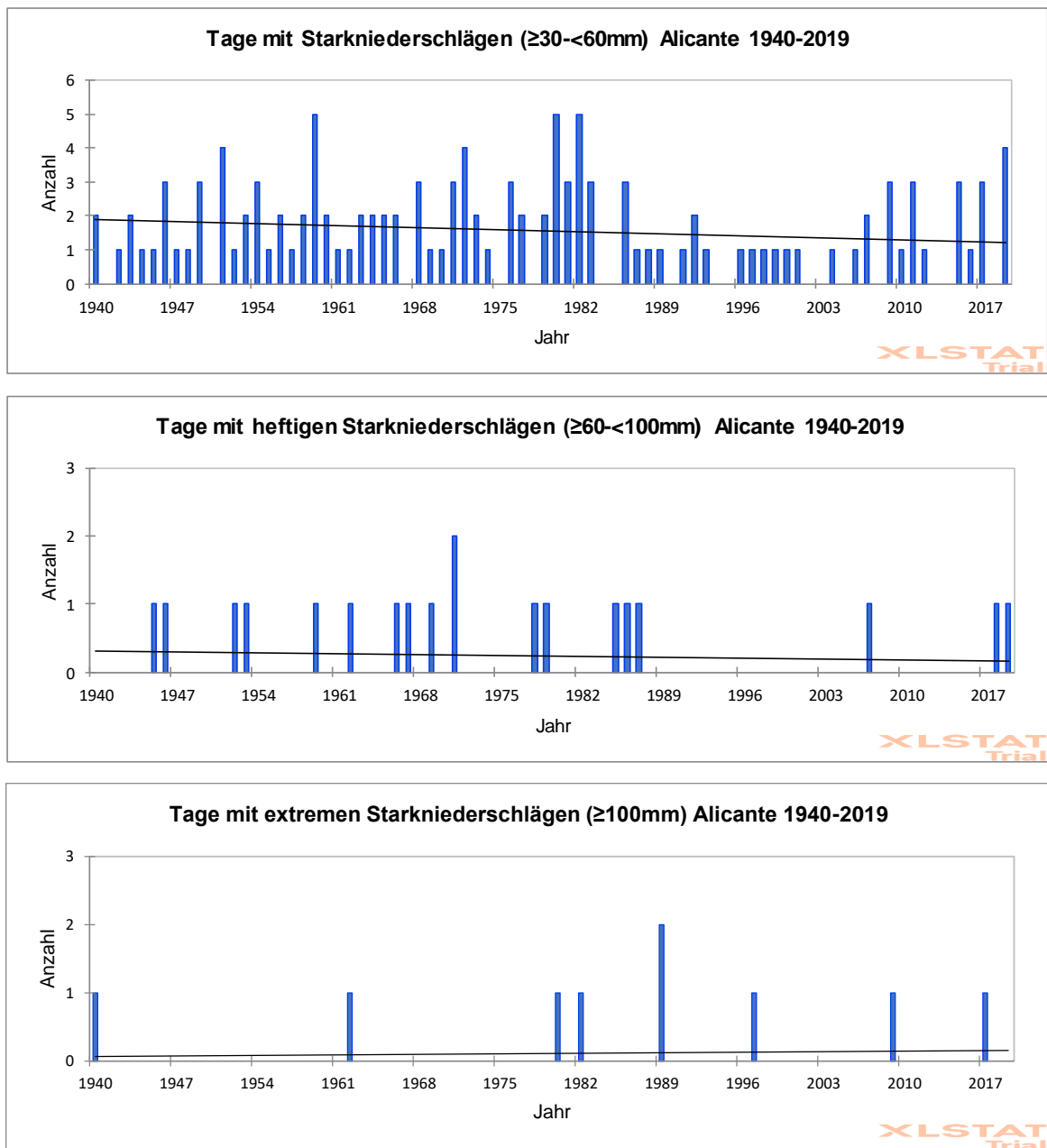


Abb. 20 – Anzahl der Tage mit Starkniederschlägen ($\geq 30 - < 60$ mm), heftigen Starkniederschlägen ($\geq 60 - < 100$ mm) und extremen Starkniederschlägen (≥ 100 mm) in Alicante von 1940-2019 (Datengrundlage: ECA&D 2020; eigene Berechnung und Darstellung)

Tage mit Starkniederschlägen ($\geq 30 - < 60$ mm) sind in Alicante ab den 1990er Jahren seltener geworden, dies zeigt sich durch den negativen Trend. Die Abnahme ist allerdings statistisch nicht signifikant ($p=0,113$; $\alpha=0,05$). Auch die Anzahl der Tage mit heftigen Starkniederschlägen ($\geq 60 - < 100$ mm) hat sich reduziert. Rund 84% der Tage ($n=16$), an

denen solche Niederschlagsereignisse gemessen werden konnten, fallen in den Zeitraum vor 1988. Nach 1988 fanden nur mehr an drei Tagen heftige Starkniederschläge statt. Die Verringerung der Anzahl ist aber wiederum nicht signifikant, wie mittels des Mann-Kendall-Tests festgestellt werden konnte ($p=0,352$; $\alpha=0,05$). Die Anzahl der Tage mit extremen Starkniederschlägen (≥ 100 mm) ist in Alicante von 1940 bis 2019 leicht gestiegen. Die Veränderung weist aber keine statistische Signifikanz auf ($p=0,521$; $\alpha=0,05$).

Der dritte analysierte südostspanische Messort ist Albacete Los Llanos. Die Messstation weist 64 fehlende Niederschlagsdaten auf (Jahr 1942: 31; Jahr 1946: 31; Jahr 2003: 2).

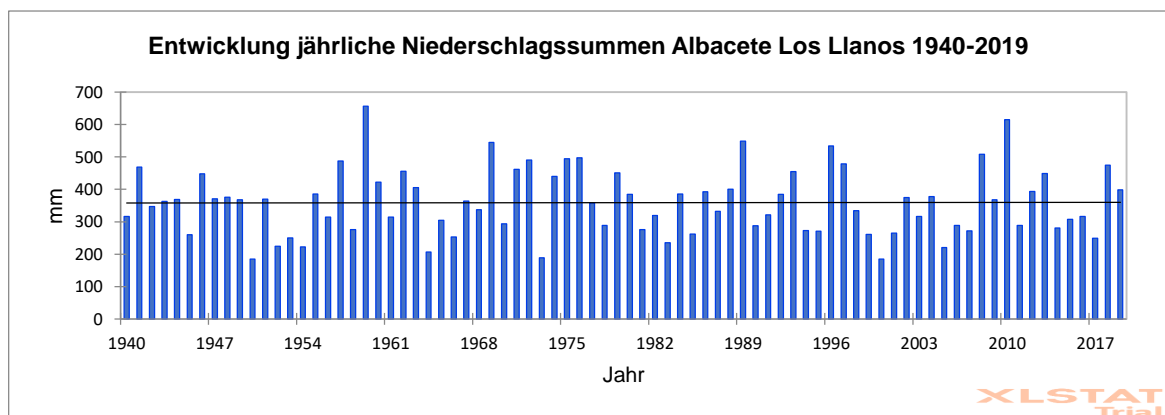


Abb. 21 – Entwicklung der jährlichen Niederschlagssummen in Albacete Los Llanos von 1940-2019 (Datengrundlage: ECA&D 2020; eigene Berechnung und Darstellung)

Abbildung 21 zeigt, dass sich die jährlichen Niederschlagssummen in Albacete Los Llanos von 1940 bis 2019 kaum verändert haben. Der Mann-Kendall-Test bestätigt den gleichbleibenden Trend ($p=1,0$; $\alpha=0,05$).

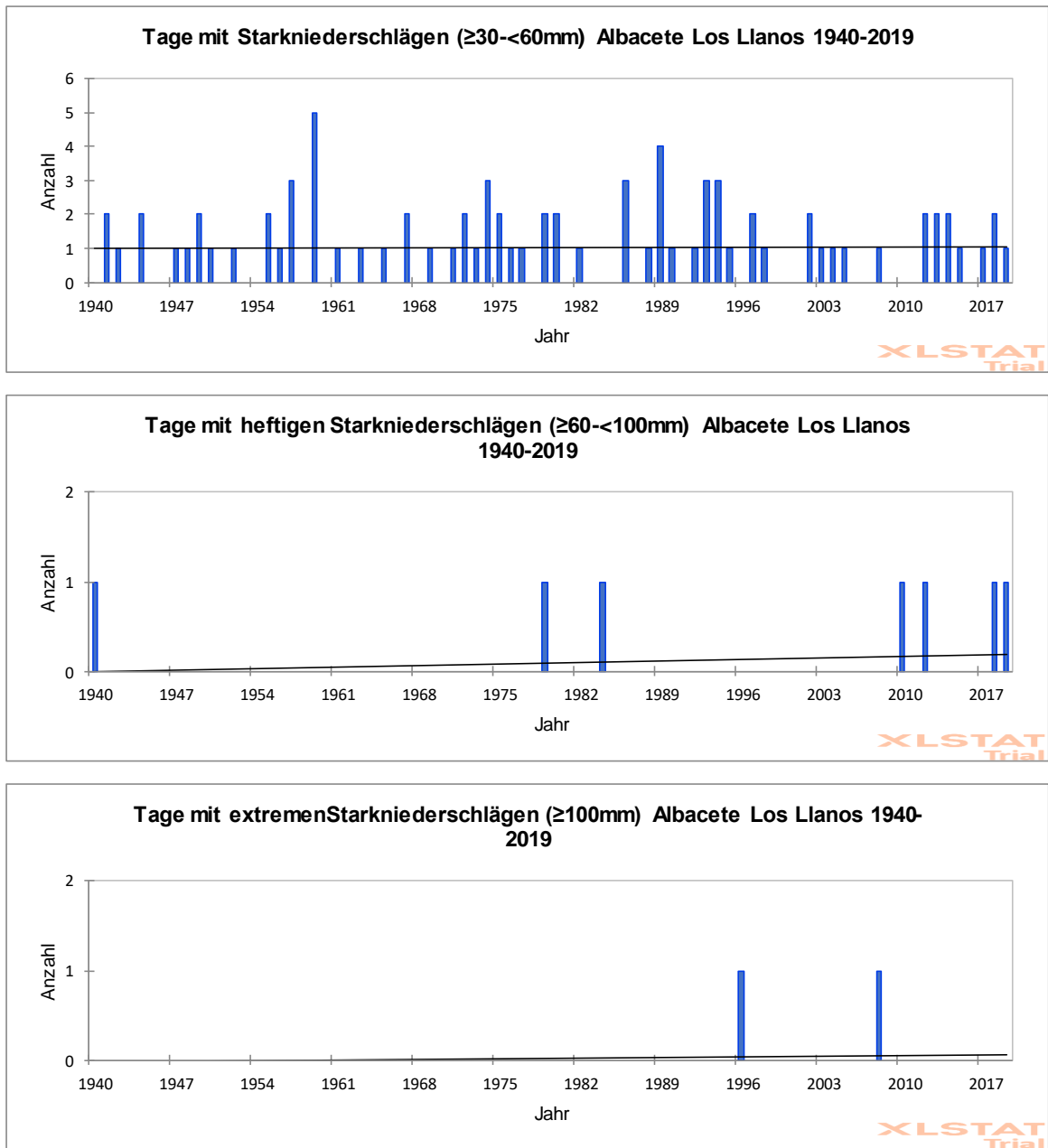


Abb. 22 – Anzahl der Tage mit Starkniederschlägen (≥ 30 - < 60 mm), heftigen Starkniederschlägen (≥ 60 - < 100 mm) und extremen Starkniederschlägen (≥ 100 mm) in Albacete Los Llanos von 1940-2019 (Datengrundlage: ECA&D 2020; eigene Berechnung und Darstellung)

Die Anzahl der Tage, an denen Starkniederschläge (≥ 30 - < 60 mm) auftraten, veränderte sich während des Untersuchungszeitraumes unbedeutend. Der berechnete p-Wert (=0,752) liegt über dem Signifikanz-Niveau α (=0,05), weshalb keine statistisch signifikante Änderung festgemacht werden kann. Etwas anders gestaltet sich der Trend bei der Anzahl an

Tagen mit heftigen Starkniederschlagsereignissen ($\geq 60 - < 100$ mm). Die Häufigkeit dieser ist etwas angestiegen. Vier der sieben eruierten Tage mit derartigen Niederschlagsereignissen fallen in den Zeitraum der letzten zehn Jahre. Doch auch dieser Trend ist statistisch nicht signifikant ($p=0,074$; $\alpha=0,05$). Tage mit extremen Starkniederschlägen (≥ 100 mm) konnten in Albacete Los Llanos erst an zwei Tagen in den Jahren 1996 und 2008 gemessen werden. Eine Zu- oder Abnahme ist somit nicht feststellbar ($p=0,17$; $\alpha=0,05$). Fasst man allerdings die Anzahl heftiger und extremer Starkniederschläge (≥ 60 mm) zusammen, so zeigt sich durch den Mann-Kendall-Test ein statistisch signifikanter positiver Trend ($p=0,022$; $\alpha=0,05$).

Resümierend kann gesagt werden, dass die Analyse von Starkregenereignissen im südöstlichen Spanien keineswegs eindeutige Ergebnisse liefert. Es ist also nicht möglich Aussagen über die Zu- oder Abnahme von Starkniederschlägen in dieser Region zu treffen.

6.4.3 Das Beispiel Norditalien

Folgende Diagramme beziehen sich auf Niederschlagsdaten der Messstation Mailand von 1900 bis 2007. Im Jahr 2007 fehlen an 35 Tagen die Messwerte.

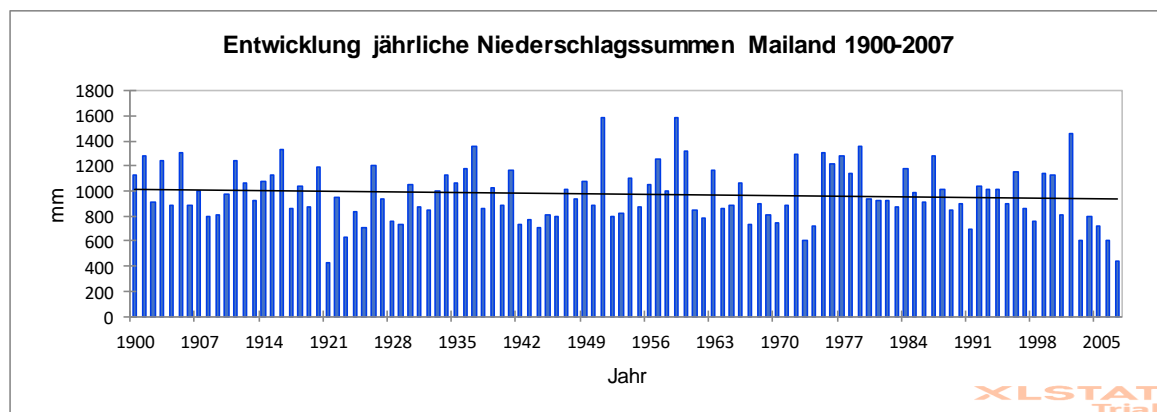


Abb. 23 – Entwicklung der jährlichen Niederschlagssummen in Mailand von 1900-2007 (Datengrundlage: ECA&D 2020; eigene Berechnung und Darstellung)

Aus Abbildung 23 ist zu entnehmen, dass sich die jährlichen Niederschlagssummen in Mailand von 1900 bis 2007 nicht wesentlich geändert haben. Der leicht negative Trend ist

statistisch nicht signifikant.

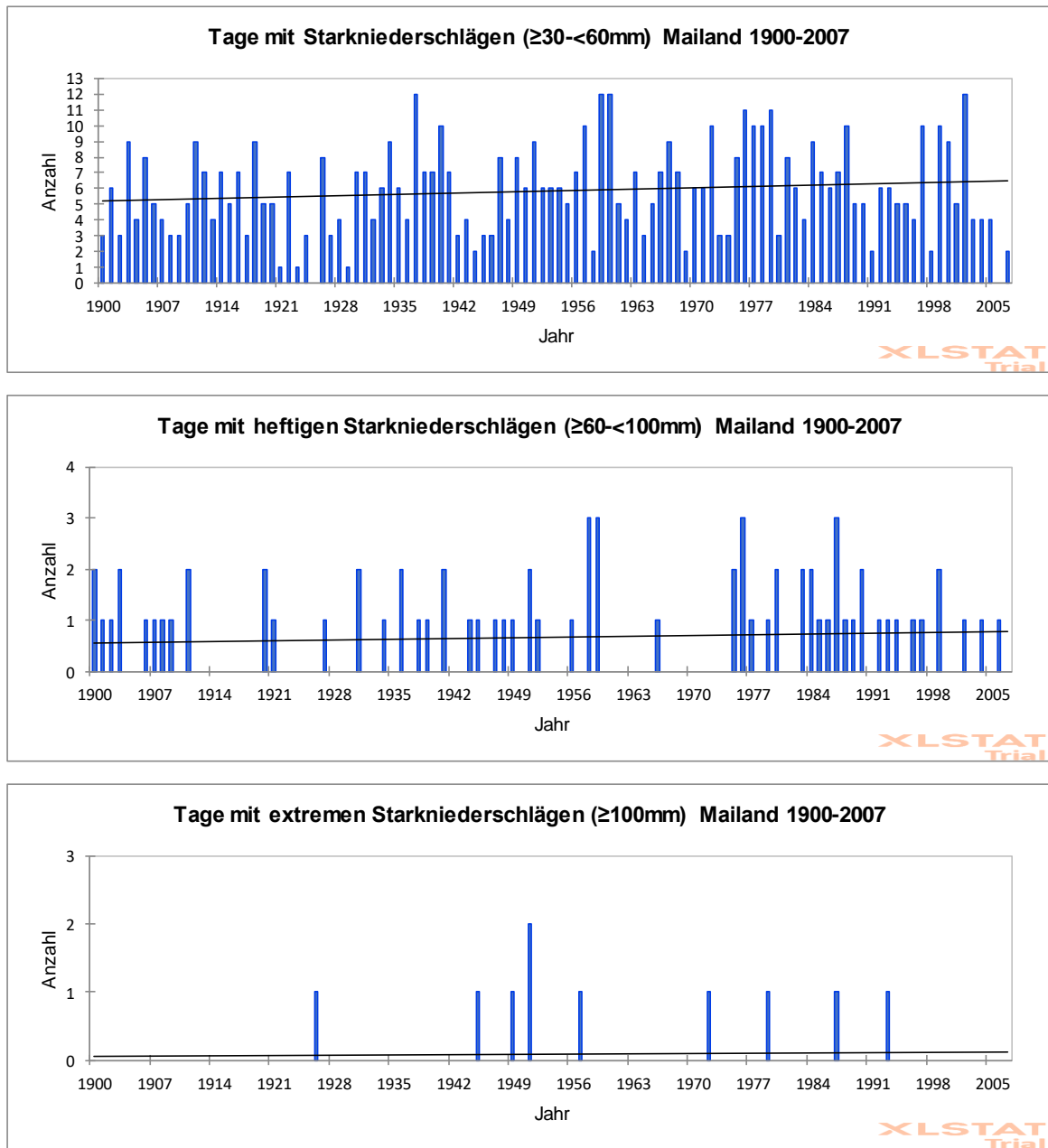


Abb. 24 – Anzahl der Tage mit Starkniederschlägen ($\geq 30 < 60$ mm), heftigen Starkniederschlägen ($\geq 60 < 100$ mm) und extremen Starkniederschlägen (≥ 100 mm) in Mailand von 1900-2007 (Datengrundlage: ECA&D 2020; eigene Berechnung und Darstellung)

Betrachtet man Abbildung 24, so ist zu erkennen, dass die Anzahl der Tage mit Starkniederschlägen ($\geq 30 < 60$ mm) im Untersuchungszeitraum zugenommen hat. Durch

den Mann-Kendall-Tendenztest kann aber festgestellt werden, dass der berechnete p-Wert ($=0,279$) über dem Signifikanz-Niveau α ($=0,05$) liegt. Somit ist der positive Trend statistisch nicht signifikant. Auch die Anzahl der Tage mit heftigen Starkniederschlägen ($\geq 60 - < 100$ mm) in Mailand ist leicht gestiegen, die Veränderung ist aber wiederum nicht signifikant ($p=0,456$; $\alpha=0,05$). Darüber hinaus zeigen extreme Starkniederschläge (≥ 100 mm) ebenfalls einen leicht positiven Trend auf, der aber keine statistische Signifikanz aufweist ($p=0,398$; $\alpha=0,05$).

Der zweite analysierte Ort in Norditalien ist die Stadt Bologna. In der gesamten Messreihe fehlen an nur einem Tag im Jahr 2007 die Niederschlagsaufzeichnungen.

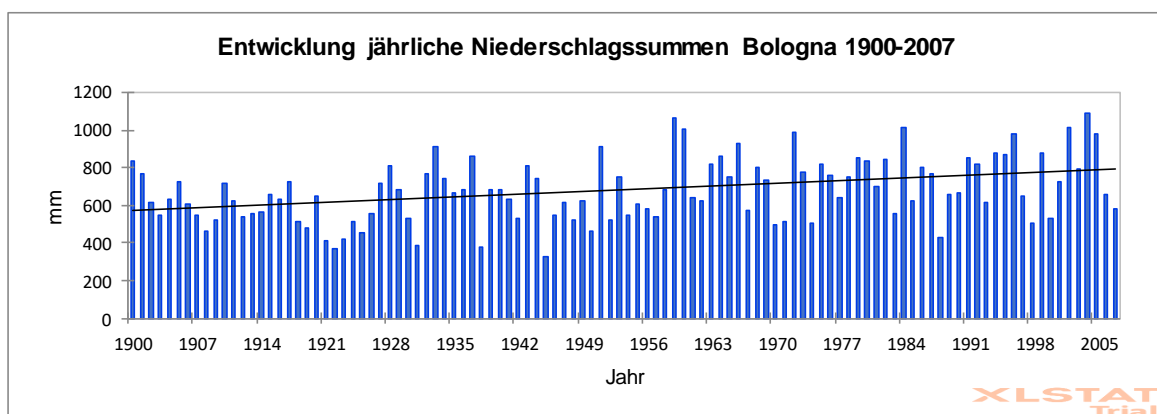


Abb. 25 – Entwicklung der jährlichen Niederschlagssummen in Bologna von 1900-2007 (Datengrundlage: ECA&D 2020; eigene Berechnung und Darstellung)

Wie das Balkendiagramm der Entwicklung der jährlichen Niederschlagssummen zeigt, ist ein eindeutig positiver Trend zu feuchteren Jahren erkennbar. Die Niederschlagsänderung ist nach dem Mann-Kendall-Test auch statistisch signifikant ($p=0,000$; $\alpha=0,05$).

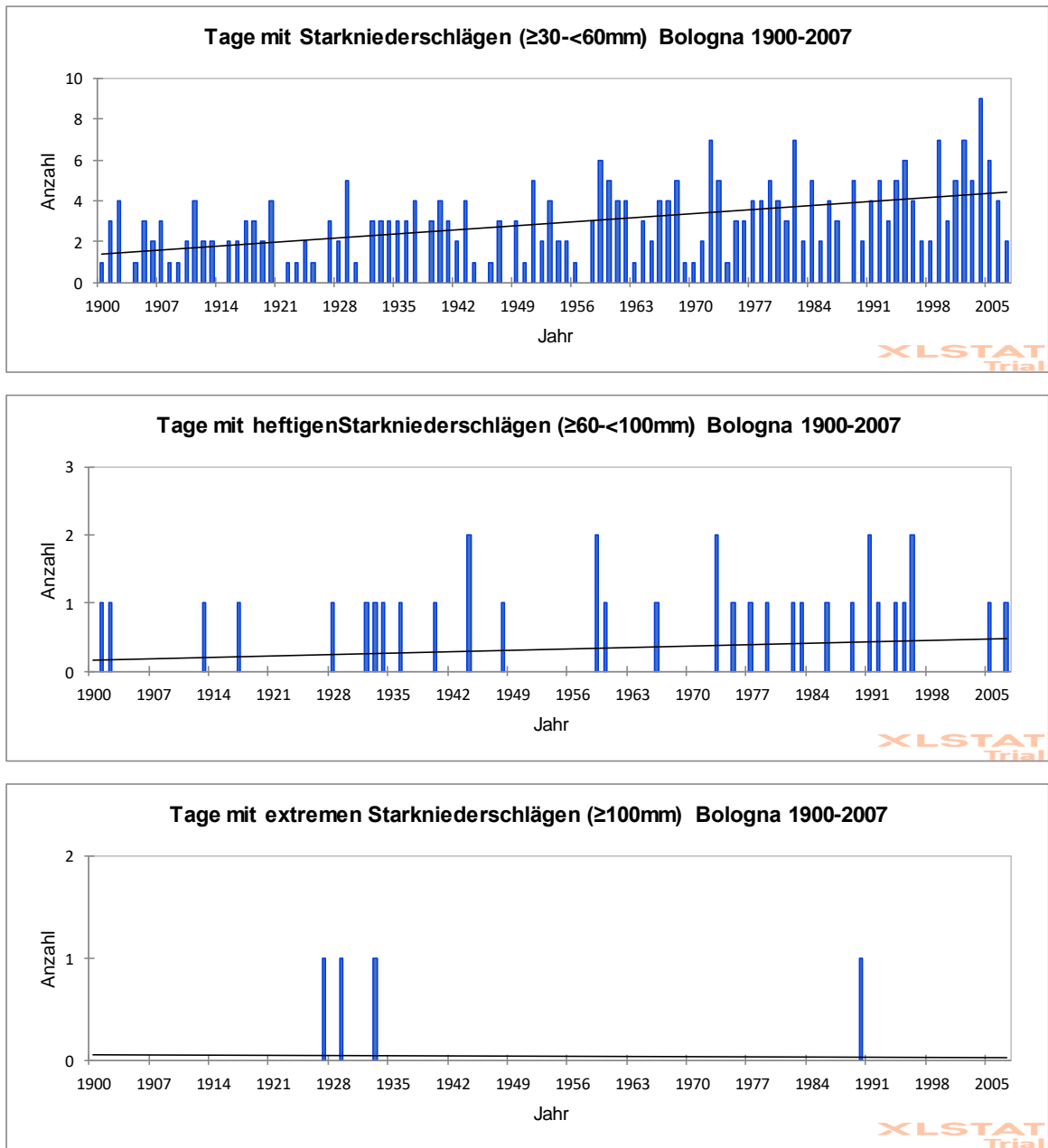


Abb. 26 – Anzahl der Tage mit Starkniederschlägen ($\geq 30 < 60$ mm), heftigen Starkniederschlägen ($\geq 60 < 100$ mm) und extremen Starkniederschlägen (≥ 100 mm) in Bologna von 1900-2007 (Datengrundlage: ECA&D 2020; eigene Berechnung und Darstellung)

Die Anzahl der Tage mit Starkniederschlägen ($\geq 30 < 60$ mm) ist in Bologna deutlich gestiegen. Rund 63% der Tage, an denen derartige Niederschlagsereignisse auftraten, fallen in die zweite Hälfte des Untersuchungszeitraumes. Wie der Mann-Kendall-Tendenztest zeigt, ist diese Zunahme statistisch signifikant ($p=0,000$; $\alpha=0,05$). Auch rund

63% jener Tage mit heftigen Starkniederschlägen ($\geq 60 - < 100$ mm) sind der zweiten Hälfte der Zeitreihe zuzuordnen. Heftige Starkniederschläge weisen also eine Steigerung auf, wenn auch keine Signifikanz dieser Veränderung festgestellt werden kann ($p=0,094$; $\alpha=0,05$). Extreme Starkniederschläge (≥ 100 mm) sind in Mailand bisher nur vier Mal vorgekommen, weshalb keine seriösen Aussagen über Veränderungen getroffen werden können. Nichtsdestotrotz ist anzumerken, dass drei der vier Ereignisse in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts stattfanden. Der leicht negative Trend ist statistisch nicht signifikant ($p=0,575$; $\alpha=0,05$).

Zu guter Letzt folgt die Analyse der Niederschlagsmesswerte der Stadt Mantua. Insgesamt fehlen die Daten von 17 täglichen Niederschlagssummen (Jahr 1998: 2; Jahr 1999:1; Jahr 2000: 14).

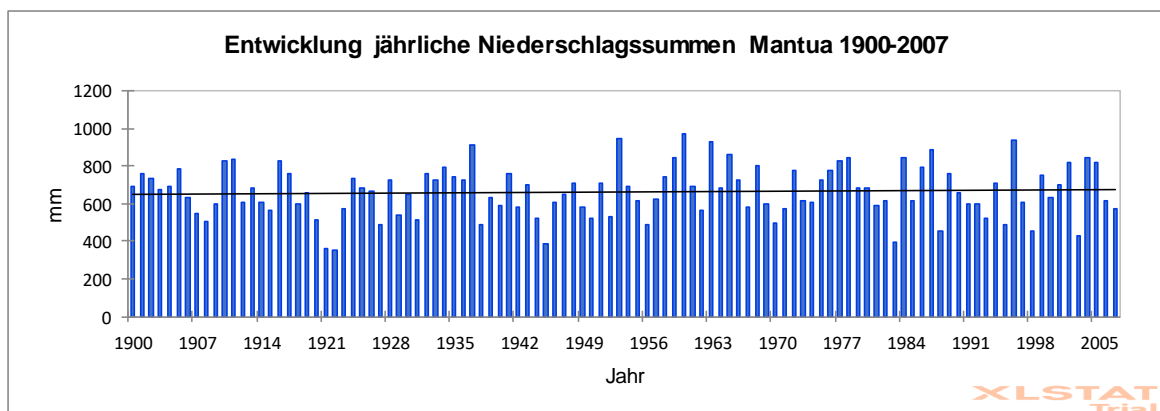


Abb. 27 – Entwicklung der jährlichen Niederschlagssummen in Mantua von 1900-2007 (Datengrundlage: ECA&D 2020; eigene Berechnung und Darstellung)

Die jährlichen Niederschlagsmengen in Mantua haben sich unwesentlich verändert. Der Mann-Kendall-Test zeigt auch keine statistische Signifikanz der minimalen Veränderung.

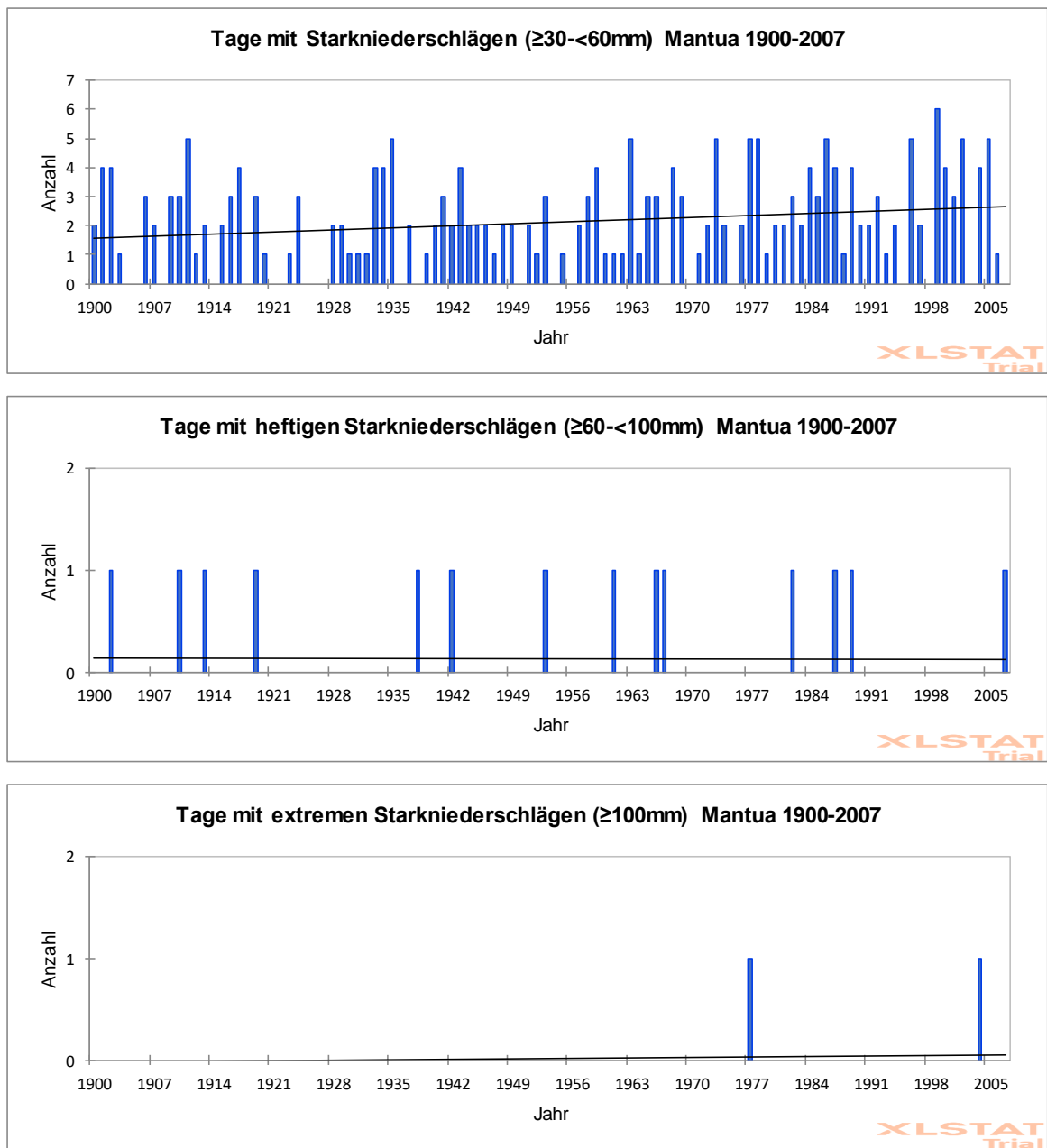


Abb. 28 – Anzahl der Tage mit Starkniederschlägen (≥ 30 - < 60 mm), heftigen Starkniederschlägen (≥ 60 - < 100 mm) und extremen Starkniederschlägen (≥ 100 mm) in Mantua von 1900-2007 (Datengrundlage: ECA&D 2020; eigene Berechnung und Darstellung)

Wie in Bologna hat auch in Mantua die Anzahl der Tage mit Starkniederschlägen (≥ 30 - < 60 mm) deutlich zugenommen. Rund 57% derartiger Niederschläge fallen in die zweite Hälfte des Untersuchungszeitraums. Der mittels des Mann-Kendall-Tests berechnete p-Wert (=0,049) liegt unter dem Signifikanz-Niveau α (=0,05). Aus diesem Grund ist der

positive Trend auch statistisch signifikant. Die Anzahl der Tage mit heftigen Starkniederschlägen ($\geq 60 - < 100$ mm) weist ebenfalls einen leicht positiven Trend auf, der aber nicht signifikant ist ($p=0,909$; $\alpha=0,05$). Bisher sind in Mantua nur zwei Tage gezählt worden, an denen extreme Starkniederschläge auftraten. Die beiden Ereignisse sind den Jahren 1977 und 2004 zuzuordnen. Ein Trend ist also nicht erkennbar ($p=0,094$; $\alpha=0,05$).

Fasst man die Analyseergebnisse der Starkniederschlagsereignisse der drei Orte im nördlichen Italien zusammen, so zeigen sich an allen Standorten für alle Kategorien der Starkniederschlagsereignisse, ausgenommen der extremen Starkregenereignisse in Bologna, positive Trends. Signifikant häufiger sind aber nur die Tage mit Starkniederschlägen ($\geq 30 - < 60$ mm) in Bologna und Mantua geworden. In Mailand ist der Trend ebenfalls positiv, allerdings nicht signifikant.

Allgemein ist zu sagen, dass Niederschlagsänderungen sehr schwierig festzumachen sind, wenn nicht sehr lange Zeiträume betrachtet werden. Die Analyse der Niederschlagsdaten von jeweils drei Messorten in zwei Regionen liefert keine aussagekräftigen Ergebnisse. Es kann nicht von klaren Tendenzen in den Regionen gesprochen werden. Abgesehen von den unschlüssigen Ergebnissen der Analyse, ist zu erwähnen, dass die Messstationen in Südostspanien durchschnittlich mehr als 130 km Luftlinie voneinander entfernt sind, jene in Norditalien gemittelt etwa 140 km. Bei derart großen Distanzen ist mit stark abweichenden Niederschlags- und Extremwerten zu rechnen, wenn man bedenkt, dass Niederschläge schon innerhalb einer größeren Stadt divergieren. Um validere Ergebnisse zu erhalten, müssten die Daten mehrerer Messstandorte analysiert werden. Dies ist aber im Rahmen dieser Arbeit nicht möglich. Um dennoch die Forschungsfrage beantworten zu können, sollen die Ergebnisse einschlägiger Studien im Kapitel ‚Diskussion‘ zusammengeführt werden.

7 Diskussion

7.1 Vergleich der Erosionsraten unterschiedlicher Vegetationsbedeckungen/Kulturpflanzen

7.1.1 Ergebnisse relevanter Erosionsstudien

Wie GARCÍA-RUIZ et al. (2013) festhalten, divergieren die Erosionsraten unterschiedlicher Vegetationsbedeckungen bzw. Nutzpflanzen mehr oder weniger stark voneinander, da gewisse Pflanzen bzw. Kultivierungsweisen anfälliger für Bodenerosion sind als andere (vgl. GARCÍA-RUIZ et al. 2013: 28). Dies konnte auch in der eigenen Analyse gezeigt werden. Weinberge wiesen besonders hohe jährliche Bodenverluste ($15,12 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$) auf. Die mittleren jährlichen Erosionsraten von Oliven ($8,88 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$) und Obstgehölzen ($8,19 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$) waren ebenfalls hoch, unterschieden sich kaum voneinander und lagen über der Rate von kahlem Boden ($7,53 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$). Die Analyse von einzelnen Erosionsereignissen lieferte außerdem das Ergebnis, dass auf Flächen mit Obstgehölzen die höchsten durchschnittlichen Bodenverlustraten pro Stunde gemessen wurden ($3,19 \text{ t ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$). Die niedrigsten Raten konnten jeweils auf Flächen mit natürlicher Vegetation festgestellt werden ($0,32 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ bzw. $0,14 \text{ t ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$).

Welche Erkenntnisse gehen nun aus anderen Studien hervor, die die Erosionsraten unterschiedlicher Vegetationsbedeckungen/Kulturpflanzen verglichen?

Allgemein ist zu sagen, dass die Erosionsraten auf kultivierten Flächen tendenziell höher sind als auf Flächen, die nicht landwirtschaftlich genutzt werden. Dies liegt in der Regel an der geringeren Vegetationsbedeckung auf landwirtschaftlichen Parzellen. (vgl. WAINWRIGHT & THORNES 2004: 180ff.) So stellten BOARDMAN & POESEN (2006) fest, dass die höchsten mittleren Erosionsraten in Europa durch Flächen- und Rillenerosion mit $23 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ auf kahlen Böden und mit $20 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ in Weinbergen zu verzeichnen

sind. Busch- und Grasland weisen nach den Autoren hingegen durchschnittliche Erosionsraten von unter $1 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ auf. (vgl. BOARDMAN & POESEN 2006: 482f.)

In einer ähnlichen Studie auf EU-Ebene zeigen PANAGOS et al. (2015a), dass die mit Abstand niedrigsten durchschnittlichen Erosionsraten von $0,07 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ in Wäldern auftreten. Flächen, die mit krautiger Vegetation oder Buschvegetation bedeckt sind, weisen mittlere Erosionsraten von $2,69 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ auf, während extreme Bodenverluste von $40,16 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ in sehr spärlich bewachsenen Regionen Europas, wie dem Süden Spaniens, verzeichnet werden. (vgl. PANAGOS et al. 2015a: 442) Unter natürlichen Vegetationsbedeckungen treten also die niedrigsten Bodenverluste auf.

Betrachten wir nun die Erosionsraten für den mediterranen Raum. In einer schon älteren, aber wegweisenden Studie haben KOSMAS et al. (1997) die Erosionsraten in mehreren Ländern der Mittelmeerräume analysiert. Dabei verglichen sie unter anderem Flächen mit natürlicher Vegetation (Buschvegetation), Getreidefelder sowie Weinberge und Olivenhaine. Die Ergebnisse zeigen, dass insbesondere Weinberge in hügeligen Regionen stark von Erosionsprozessen betroffen sind; die durchschnittliche Erosionsrate liegt nach KOSMAS et al. (1997) bei $1,4 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$. Dies ist im Vergleich zu den eigenen Ergebnissen ein sehr niedriger Mittelwert, allerdings ist er in der Studie der höchste unter den verschiedenen Landnutzungen. Dass Weinberge die höchsten Bodenverluste aufweisen, sei auf die kahlen Flächen zwischen den Reben durch Bodenbearbeitung und Herbizideinsatz zurückzuführen. Auf Flächen mit Getreide wurde eine Rate von $0,18 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ gemessen, wobei der größte Bodenverlust der Winterbrache geschuldet ist. Flächen mit natürlicher Vegetation wiesen eine Rate von $0,07 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ auf. Darüber hinaus kommen KOSMAS et al. (1997) zu dem überraschenden Ergebnis, dass in Olivenhainen mit nur $0,01 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ die niedrigsten Raten gemessen werden können. Als Grund wird eine naturnahe Kulturweise auf terrassierten Hängen genannt; die Vegetationsbedeckung zwischen den Olivenbäumen betrug 90%. (vgl. KOSMAS et al. 1997: 52-58) Kritisch ist die Anzahl von nur drei Messwerten für Oliven zu betrachten, sodass die Erosionsraten nicht auf andere Olivenhaine anderer Regionen übertragen werden können.

Auch CERDAN et al. (2006) haben die Erosionsraten unterschiedlicher Vegetationsbedeckungen bzw. Kulturpflanzen in 13 Länder Europas einschließlich der Mittelmeerräume verglichen und kamen zu dem Ergebnis, dass die höchsten Bodenverluste auf jenen Flä-

chen verzeichnet werden, die den höchsten Anteil an kahlem Boden aufweisen. Betrachtet man die Werte für den mediterranen Raum, so liegt die durchschnittliche Erosionsrate auf kahlem Boden selbst bei $31,62 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ (Europa gesamt: $23,4 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$), gefolgt von jener in Weinbergen ohne Grasbedeckung zwischen den Reben bei $16,64 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ (Europa gesamt: $19,97 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$). Getreide weist einen deutlich geringeren Wert von $0,66 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ (Europa gesamt: $2,1 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$) auf, während die Raten für Buschvegetation und Grasland bei nur $0,54 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ (Europa gesamt: $0,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$) bzw. $0,42 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ (Europa gesamt: $0,29 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$) liegen. (vgl. CERDAN et al. 2006: 503-506) Die von CERDAN et al. (2006) ermittelte Erosionsrate für Weinberge ist mit jener der eigenen Ergebnisse sehr ähnlich, der Wert für kahlen Boden ist allerdings höher und jener für Getreide niedriger. Flächen mit natürlicher Vegetation weisen, wie auch in der eigenen Untersuchung, die geringsten Bodenverlusten auf.

Eine weitere Studie von CERDAN et al. (2010) zeigt ähnliche Ergebnisse für den Mittelmeerraum, wenngleich sich die Erosionsraten allgemein auf einem etwas niedrigeren Niveau befinden. Aus der Analyse geht hervor, dass kahler Boden mit einer mittleren Rate von $9,05 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ am stärksten von Erosion durch Wasser betroffen ist, was auf die Bodenbedingungen der Messstandorte (Mergel mit geringer Steinbedeckung) zurückzuführen sei. Die zweithöchsten Erosionsraten weisen mit $8,62 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ Weinberge auf. Obstgehölze zeigen einen Wert von nur $1,67 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$. Dies ist zwar der dritthöchste Wert in der Studie, divergiert allerdings von den eigenen Ergebnissen. Auf Flächen mit natürlicher Vegetation sind wiederum die niedrigsten Raten zu verzeichnen. (vgl. CERDAN et al. 2010: 168-174)

Die Auswirkungen der Landnutzung auf die Bodenerosion in Europa, einschließlich des mediterranen Raumes, wurden auch von MAETENS et al. (2012) untersucht. Auch sie haben Datenbanken erstellt, die die Erosionsraten unterschiedlicher Vegetationsbedeckungen/Kulturpflanzen von 227 Messorten zusammenfassen. (vgl. MAETENS et al. 2012: 603-607) Die Ergebnisse für Europa sind in Boxplots der folgenden Abbildung dargestellt.

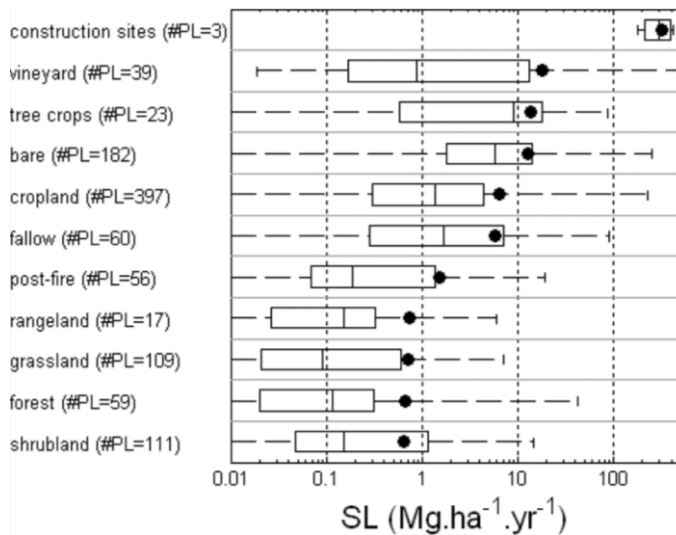


Abb. 29 – Mittlere jährliche Erosionsraten verschiedener Landnutzungen in Europa (Punkte=Mittelwerte; senkrechte Linien=Mediane) (Quelle: MAETENS et al. 2012: 617)

Kahler Boden sowie Weinberge und Obstgehölz (einschließlich Oliven) zeigen für Gesamteuropa durchschnittliche Erosionsraten über $10 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$. Abgesehen von Badlands weisen Weinberge die höchsten Mittelwerte auf, gefolgt von Obstgehölz, kahlem Boden und Brachland. Betrachtet man die Mediane, so sind die Raten in Obstgehölzen und auf kahlem Boden aber höher als in Weinbergen. Die mittleren Erosionsraten von Buschvegetation und Grasland liegen unter $1 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$. (vgl. MAETENS et al. 2012: 614-617) Die Ergebnisse dieser Studie zeigen große Ähnlichkeiten zu den eigenen Ergebnissen, wobei beachtet werden muss, dass MAETENS et al. (2012) die Erosionsraten aller Klimazonen Europas in die Datenbank aufnahmen. Denn sieht man sich nur die Bodenverlustraten für den Mittelmeerraum an, so zeigen sich andere Mittelwerte: $11,6 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ für Obstgehölz (einschließlich Oliven), $9,1 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ für kahlen Boden, $1,8 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ für Weinberge, $1,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ für Brachland und $0,6 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ für natürliche Busch- und Grasvegetation (vgl. MAETENS et al. 2012: 618). Die niedrigeren Werte, vor allem in Weinbergen, seien darauf zurückzuführen, dass die höchsten Erosionsraten bei jährlichen Niederschlagsmengen zwischen 500 und 750 mm auftreten (vgl. MAETENS et al. 2012: 625f.). Regionen mit derartigen Niederschlagsmengen werden anscheinend vorwiegend nicht zur mediterranen Zone gezählt. Die sehr niedrigen Erosionsraten in mediterranen Weinbergen erklären die Autoren mit einer höheren Steinbedeckung und weniger erosionsanfälligen Böden im Mittelmeerraum (vgl. MAETENS et al. 2012: 636). Diese Ergebnisse stehen im Gegensatz zu

den eigenen Ergebnissen und den Erkenntnissen vieler anderer Studien, die die Bodenerosion in mediterranen Weinbergen als besonders problematisch erachten. Die hohe durchschnittliche Erosionsrate in Obstgehölzen einschließlich Oliven steht allerdings im Einklang mit der eigenen Analyse.

Dass die Bodenerosionsraten in Olivenhainen besonders hoch sein können, haben auch DURÁN ZUAZO et al. (2013) festgestellt. Sie haben folgende mittlere Raten für verschiedene Vegetationsbedeckungen/Kulturpflanzen gemessen: 5,18 t ha⁻¹ Jahr⁻¹ für Oliven, 3,37 t ha⁻¹ Jahr⁻¹ für Mandeln, 2,76 t ha⁻¹ Jahr⁻¹ für Getreide, 1,55 t ha⁻¹ Jahr⁻¹ für Grasland und 1,24 t ha⁻¹ Jahr⁻¹ für Buschvegetation. Die Bodenbearbeitung in Olivenhainen und Mandelplantagen führte zu einer hohen Schüttdichte, weshalb die Bodenerosion besonders hoch war. (vgl. DURÁN ZUAZO et al. 2013: 276ff.)

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Erosionsraten insbesondere auf kahlem Boden, in Weinbergen sowie in Olivenhainen bzw. Obstgehölzen sehr hoch sind, wobei KOSMAS et al. (1997), WAINWRIGHT & THORNES (2004), CERDAN et al. (2006), CERDAN et al. (2010) und NOVARA et al. (2011) zu dem Schluss kommen, dass die Erosionsraten in Weinbergen die höchsten Werte unter den Kulturpflanzen aufweisen. Nur auf kahlem Boden wird oft von noch höheren Erosionsraten berichtet. CERDAN et al. (2010) betonen, dass die Landnutzung der wichtigste Faktor der Bodenerosion ist. Durch bestimmte Landnutzungen bleibt ein Teil des Bodens für längere Zeit vegetationsfrei oder ist, wie in Weinbergen oder Olivenhainen, nur mit spärlicher Vegetation bedeckt. So weisen kahle Flächen allgemein die höchsten Bodenverlustraten auf. (vgl. CERDAN et al. 2010: 172) Dies hebt die Bedeutung der Vegetationsbedeckung für die Bodenkonservierung hervor. Tabelle 12 fasst die mittleren Erosionsraten, die in den Studien gesammelt wurden, noch einmal zusammen.

Referenz	Vegetationsbedeckung/Kulturpflanze	Anzahl der Einträge/ Messwerte	Mittlere Erosionsrate (t ha ⁻¹ Jahr ⁻¹)
KOSMAS et al. 1997	Wein	9	1,43
	Getreide	65	0,18
	Buschvegetation	95	0,07
	Oliven	3	0,01
WAINWRIGHT & THORNES 2004 (Daten aus POESEN & HOOKE 1997 + Ergänzungen)	kahler Boden	4	73,42
	Wein	14	13,39
	Oliven	3	8,27
	Getreide	8	3,16
	Brachland	2	0,84
	natürliche Vegetation	14	0,52
CERDAN et al. 2006	kahler Boden	23	31,62
	Wein	6	16,64
	Getreide	18	0,66
	Buschvegetation	31	0,54
	Grasland	11	0,42
	Obstgehölz	1	0,05
CERDAN et al. 2010	kahler Boden	20	9,05
	Wein	6	8,62
	Obstgehölz	2	1,67
	Buschvegetation	28	0,54
	Grasland	11	0,32
MAETENS et al. 2012	Obstgehölz (+ Oliven)	20	11,6
	kahler Boden	100	9,1
	Wein	18	1,8
	Brachland	25	1,5
	Buschvegetation	101	0,6
	Grasland	29	0,6
DURÁN ZUAZO et al. 2013	Oliven	1	5,18
	Mandeln	1	3,37
	Getreide	1	2,76
	Grasland	1	1,55
	Buschvegetation	1	1,24
TAGUAS et al. 2013	Olive	10	1,34
SASTRE et al. 2017	Olive	48	15,45

Tab. 12 – Mittlere jährliche Erosionsraten (t ha⁻¹ Jahr⁻¹) unterschiedlicher Vegetationsbedeckungen/Kulturpflanzen im Mittelmeerraum (Quellen: KOSMAS et al. 1997: 57; WAINWRIGHT & THORNES 2004: 181f.; CERDAN et al. 2006: 506; CERDAN et al. 2010: 171; MAETENS et al. 2012: 612, 619; DURÁN ZUAZO et al. 2013: 276ff.; TAGUAS et al. 2013: 60; SASTRE et al. 2017: 875)

Es ist offensichtlich, dass die in der Tabelle aufgelisteten mittleren Erosionsraten derselben Vegetationsbedeckung/Kulturpflanze von Studie zu Studie zum Teil stark voneinander abweichen. Dies wurde auch schon in der eigenen Analyse festgestellt als über die große Schwankungsbreite und Ausreißer gesprochen wurde. Wie lassen sich nun die unterschiedlichen Erosionsraten innerhalb derselben Vegetationsbedeckung/Kulturpflanze erklären? Zuerst kann gesagt werden, dass der Prozess der Bodenerosion nicht linear ist und deshalb mit unterschiedlichen Erosionsraten bei Messungen gerechnet werden muss. Dies liegt daran, dass die Bodenerosion einem Kaskadensystem unterliegt, wodurch sich Sedimente in Zwischenhängen ablagern und in unregelmäßigen Mengen und Zeitabständen weitertransportiert werden (vgl. ZEPP 2014: 286). So können zwei Niederschlagsereignisse derselben Intensität zwei unterschiedliche Mengen an Sedimenten erodieren. Während zum Beispiel beim ersten Regenereignis wenig Bodenverlust verzeichnet wird, kann beim zweiten Ereignis ein gewisser Schwellenwert überschritten werden und es sind große Sedimentverluste möglich. Solche unregelmäßigen Bodenabtragungen sind in hügeligen Gebieten häufig, wie auch RODRIGO-COMINO et al. (2019c) feststellten (vgl. RODRIGO-COMINO et al. 2019c: 8). Diese Nichtlinearität macht die Vergleichbarkeit der Erosionsraten allgemein schwierig und könnte zu einem gewissen Teil die Ausreißer der Raten innerhalb derselben Vegetationsbedeckung bzw. Kulturpflanze erklären. Darüber hinaus geben BIDDOCCU et al. (2016) zu bedenken, dass die Erosionsraten auf derselben Fläche auch von Jahr zu Jahr stark schwanken (vgl. BIDDOCCU et al. 2016: 186), weshalb Erosionsraten, die nur über ein Jahr gemessen wurden, weniger Aussagekraft haben als beispielsweise Raten, die über viele Jahre verzeichnet wurden. Starkniederschlagsereignisse treten nämlich nur in manchen Jahren auf und können dann zu außerordentlichen Sedimentverlusten führen (vgl. GARCÍA-RUIZ et al. 2013: 28), wohingegen in anderen Jahren aufgrund ausbleibender Extremereignisse nur geringe Mengen an Sedimenten erodiert werden.

Weiters kann die große Variabilität der Erosionsraten auf die spezifischen Bedingungen der Messstandorte zurückgeführt werden. Dies ist möglicherweise der wichtigste Aspekt. Insbesondere die Bewirtschaftungspraktiken vor Ort (Bodenbearbeitung, Herbizideinsatz, Verwendung von Deckfrüchten etc.) haben großen Einfluss auf die Erosionsraten. Aber auch andere Parameter, wie Hanglage, Bodentyp oder Niederschlagsintensität und -menge sind von Bedeutung. (vgl. FLESKENS & STROOSNIJDER 2007: 262) Am Standort La Ro-

mane haben zum Beispiel GÓMEZ et al. (2011) in einem Weinberg eine Erosionsrate von $90 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ ermittelt. Das ist der zweithöchste Wert in der gesamten erstellten Datenbank und der höchste für Wein. Dieser enorme Bodenverlust ist möglicherweise auf die intensive Bodenbearbeitung zurückzuführen. Der Boden am Standort La Romane wurde vier bis sechs Mal pro Jahr 30 cm tief gepflügt (vgl. GÓMEZ et al. 2011: 505). Allerdings ist der Tongehalt, im Vergleich zu den anderen untersuchten Weinbergen, ausgerechnet in La Romane mit 55% am höchsten und der Sandanteil mit 7% am geringsten (vgl. GÓMEZ et al. 2011: 504), wobei Ton als erosionsstabil und Sand als erosionsanfällig gilt. RODRIGO-COMINO et al. (2018b) wiederum führen den hohen Bodenverlust von $87,7 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ in einem Weinberg auf das hoch erodierbare Material Mergel zurück. Des Weiteren begünstigten starke Bodenbearbeitung und daher ein kahler Boden zwischen den Reben die Erosion. (vgl. RODRIGO-COMINO et al. 2018b: 256ff.) Dieselbe Ursache für eine sehr hohe Erosionsrate von $71,2 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ nennen auch RODRIGO-COMINO et al. (2019b: 3317). Einen extremen Bodenverlust von $95 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ zeigen KRAUSHAAR et al. (2014) in relativ steilen Olivenhainen im Wadi Al-Arab in Nordjordanien. Hierbei handelt es sich um einen geschätzten bzw. berechneten Wert. Hauptsächlich die Bodenbewirtschaftungspraktiken seien der Grund für die hohe Erosionsrate. Die Olivenhaine wurden vier Mal im Jahr gepflügt, auch vor Beginn der Regenzeit. (vgl. KRAUSHAAR et al. 2014: 3-8) Auch nach VANWALLEGHEM et al. (2011) und GÓMEZ et al. (2018) sind Bodenbearbeitung und kahle Flächen für die hohen Erosionsraten in den von ihnen untersuchten Olivenhainen verantwortlich (vgl. GÓMEZ et al. 2018: 979, 984; VANWALLEGHEM et al. 2011: 348). Es fällt also auf, dass insbesondere die Art der Bewirtschaftung ausschlaggebend für die Menge an erodiertem Material ist und die Ausreißer unter den Erosionsraten vorwiegend von Flächen stammen, die intensiv gepflügt werden und kahle Böden aufweisen.

7.1.2 Weinberge

Weinberge auf steilen Hängen im Mittelmeerraum gehören zu jenen Kulturpflanzen, die am stärksten von Erosionsprozessen betroffenen sind (vgl. RODRIGO-COMINO et al. 2017a: 54; RODRIGO-COMINO et al. 2019b: 3317). Die Bodenverluste sind in der Regel hoch und nicht nachhaltig. Ein prinzipielles Problem ist, dass der Boden in Weinbergen die meiste Zeit im Jahr kahl ist, da die schützende Vegetationsdeckung fehlt. Dies liegt an der Art der

Kultivierung von Wein. Die häufigsten Bodenmanagementsysteme in mediterranen Weinbergen sind konventionelle Bodenbearbeitung, sprich Pflügen, sowie die Nichtbearbeitung mit Herbizideinsatz. Diese Bewirtschaftungsformen halten den Boden kahl. (vgl. NOVARA et al. 2011: 140) Ziel ist es das Unkrautwachstum und die Krustenbildung zu verhindern, in der Annahme, dass dadurch die Infiltration erhöht wird (vgl. RUIZ-COLMENERO et al. 2013: 157). Die Bearbeitung des Bodens führt aber in den meisten Fälle zu schwerwiegenden Erosionsprozessen. Unter anderen heben BIDDOCCU et al. (2017), RODRIGO-COMINO et al. (2018a), CAPELLO et al. (2019) den negativen Effekt der Bodenbearbeitung in Weinbergen hervor. Der Einsatz von schweren Maschinen und das Pflügen führen zur Verdichtung des Bodens und infolgedessen zu erhöhten Erosionsraten. (vgl. BIDDOCCU et al. 2017: 56f.; CAPELLO et al. 2019: 2118) Zwar kann die hydraulische Leitfähigkeit durch Pflügen kurzfristig erhöht werden, allerdings nimmt sie danach rasch ab, was die Bodenerosion begünstigt. (vgl. BIDDOCCU et al. 2017: 56f.) FERREIRA et al. (2018) kamen zum Beispiel zu dem Ergebnis, dass durch Niederschlagsereignisse, die direkt nach der Bodenbearbeitung auftreten, sehr große Sedimentmengen erodiert werden (vgl. FERREIRA et al. 2018: 189f.). Auch RODRIGO-COMINO et al. (2017a) stellten fest, dass die Bodenverluste nach der Bodenbearbeitung, als der Boden kahl war, am größten waren (vgl. RODRIGO-COMINO et al. 2017a: 54f.). Es ist zu erwähnen, dass weniger das Pflügen des Bodens, sondern vielmehr die Vegetationsvernichtung, die dadurch einhergeht, kahle Flächen erzeugt, die erosionsanfällig sind. Das Problem des kahlen Bodens in Weinbergen zeigten unter vielen anderen NOVARA et al. (2011), BIENES et al. (2012), RODRIGO-COMINO et al. (2017b) und RODRIGO-COMINO et al. (2018d) auf.

Kahler Boden wird aber nicht nur durch Pflügen hervorgerufen, sondern ist auch der Kultur der Weinreben in Reihen geschuldet (vgl. CORTI et al. 2011: 120). Zum einen sind die Weinreben zwischen November und April blattlos und Niederschläge können nahezu ungehindert auf den Boden treffen. Zum anderen bieten die Weinkulturen selbst in der sommerlichen Wachstumsperiode dem Boden nur wenig Schutz, da die Blätter der Pflanzen nicht genügend Fläche abdecken. (vgl. GARCÍA-RUIZ 2010: 6) In älteren Weinbergen beträgt die Bodenbedeckung 80% von Juli bis September, 70% im Oktober, 5% zwischen November und März, 20% im April, 40% im Mai und etwa 65% im Juni (vgl. LASANTA & SOBRÓN 1988: 88). Besonders in jungen Weinbergen ist der Bodenabtrag enorm, da die Vegetationsbedeckung im Sommer nicht einmal 10% erreicht (vgl. GARCÍA-RUIZ 2010:

6). Dass junge Weinberge besonders betroffen sind, zeigten RODRIGO-COMINO et al. (2015), CERDÀ et al. (2017b) und RODRIGO-COMINO et al. (2018a). RODRIGO-COMINO et al. (2018a) konnten feststellen, dass die größten Bodenverluste nach den ersten zwei Jahren nach der Pflanzung der Weinreben auftreten. Gründe dafür waren einerseits die Beanspruchung des Bodens nach dem Setzen der Weinrebstöcke und die wenigen Blätter der jungen Weinreben, die die Regentropfen nicht effektiv abfangen konnten, bevor sie auf die Bodenoberfläche trafen. (vgl. RODRIGO-COMINO et al. 2018a: 1170f.) Auch CERDÀ et al. (2017b) stellten fest, dass die Bodenbearbeitung in jungen Weinbergen zu einer hohen Schüttdichte des Bodens, zu geringer Infiltration und somit zu einem hohem Bodenabtrag führt (vgl. CERDÀ et al. 2017b: 269, 272f.).

Eine weitere Ursache für den enormen Bodenabtrag in Weinbergen ist die Tatsache, dass Wein oft auf steilen Hängen kultiviert wird. In der spanischen Region La Rioja beispielsweise werden etwa 15-20% der Weinreben auf Hängen mit einem Gefälle über 10° angebaut (vgl. RUIZ FALÑO et al. 2006, zit. n. GARCÍA-RUIZ 2010: 6). Besonders im unteren Bereich der Hänge kommt es häufig zu Rillenerosion und Sedimentakkumulation (vgl. GARCÍA-RUIZ 2010: 6). PROSDOCIMI et al. (2016a) konnten eine positive Korrelation zwischen dem Gefälle und der Länge des Hanges und hohen Erosionsraten feststellen (vgl. PROSDOCIMI et al. 2016a: 9, 14).

Neben den bisher erwähnten Ursachen für die Bodenerosion in Weinbergen, sind auch die Bodenbedingungen, sprich Bodenart und -typ, zu nennen. Der Großteil mediterraner Weinberge weist fein strukturierte Böden auf, die anfällig für Erosion sind (vgl. CORTI et al. 2011: 117) und zu Krustenbildung neigen (vgl. BRESSON et al. 2006: 494). Diese Böden bilden sich oft über nicht konsolidierten Ausgangsmaterialien, wie Kalkstein, Mergel oder fluvialen und marinen Sedimenten (vgl. POESEN & HOOKE 1997, zit. n. CORTI et al. 2011: 117).

7.1.3 Olivenhaine und andere Obstgehölze

Die Kulturweise von Oliven variiert stark. Zum einen werden Olivenbäume verstreut auf Terrassen kultiviert. Diese traditionelle Bewirtschaftungsform gilt als naturnah, da der Boden weder intensiv bearbeitet wird noch chemische Substanzen zum Einsatz kommen. Zum anderen existieren intensive Bewirtschaftungsformen, bei denen künstliche Dünge-

mittel sowie Herbizide und Pestizide verwendet werden. (vgl. BEAUFOY 2001: 4) Während die Erosionsraten in Olivenhainen unter naturnahen Bedingungen vernachlässigbar sind (vgl. DURÁN ZUAZO & RODRÍGUEZ PLEGUEZUELO 2008: 70), kommt es in Olivenhainen, die intensive bewirtschaftet werden, zu durchschnittlichen Erosionsraten von 23,2 t ha⁻¹ Jahr⁻¹, die weder nachhaltig noch tolerierbar sind (vgl. VANWALLEGHEM et al. 2011: 341). Die Gründe für die hohen Erosionsraten in Olivenhainen sind ähnliche wie in Weinbergen (vgl. SASTRE et al. 2017: 873f.). Intensive Bewirtschaftungspraktiken, d.h. das Pflügen des Bodens und Herbizideinsatz, führen zu geringer Vegetationsbedeckung. Der Boden wird durch Bearbeitung kahl gehalten, damit die Olivenbäume nicht um Wasser konkurrieren müssen. Zudem verdichten Maschinen den Boden. Durch die Verschlechterung der Bodenstruktur und Krustenbildung ist mit geringen Infiltrationsraten zu rechnen, wodurch Abfluss und Sedimentabtrag gefördert werden. (vgl. BOMBINO et al. 2019: 240; KAIRAS et al. 2013; KEESSTRA et al. 2016: 358; PARRAS-ALCÁNTARA et al. 2016: 498; RODRIGO-COMINO et al. 2018c)

Die Bewirtschaftungsformen in anderen Obstgehölzkulturen im regenarmen Mittelmeerraum sind von jenen in Olivenhainen kaum zu unterscheiden. So weisen auch Mandel-, Mango-, Kaki-, Marillen- und Avocadoplantagen dieselben Erosionsprobleme wie Oliven auf, da kahle Böden gefördert werden (vgl. CERDÀ et al. 2018: 735; GÓMEZ 2017: 15; KEESSTRA et al. 2016: 358) Dass die Bodenverluste in Kakiplantagen extrem hoch sein können haben zum Beispiel BAYAT et al. (2019) gezeigt, die Erosionsraten zwischen 34,51 und 69,55 t ha⁻¹ Jahr⁻¹ verzeichneten (vgl. BAYAT et al. 2019: 6).

Wie Weinberge wurden auch Obstgehölzkulturen durch die Gemeinsame Agrarpolitik der EU subventioniert, was die Expansion dieser auf wenig geeignete Gebiete zur Folge hatte (vgl. DE GRAAF & EPPENIK 1999: 256). In den letzten Jahrzehnten wurde die traditionelle Anbauweise auf Terrassen zunehmend aufgegeben (vgl. GARCÍA-RUIZ 2010: 7). Heute werden Oliven oft in Gebieten kultiviert, die sehr steil sind (vgl. BOMBINO et al. 2019: 240). In Andalusien beispielsweise befinden sich 25% der Olivenkulturen auf Hängen mit einem Gefälle von über 20% (vgl. Consejería de Agricultura y Pesca 2003, zit. n. GÓMEZ et al. 2004: 426). Zudem werden Olivenbäume in geringer Dichte von etwa 100 Bäumen pro Hektar gepflanzt, wodurch der Boden allgemein wenig geschützt ist (vgl. PARRAS-ALCÁNTARA et al. 2016: 498). Die geringe Dichte der Bäume ermöglicht es aber den Wurzeln sich ungehindert auszubreiten und die Wasserressourcen zu nutzen (vgl. GÓMEZ

2017: 15). Abgesehen davon wird bei intensiven Bewirtschaftungen das Kronendach der Bäume regelmäßig zurückgeschnitten, sodass die Bodenbedeckung durch die Olivenbäume normalerweise gering ist (vgl. MIRANDA-FUENTES et al. 2015: 3674). Dies führt zu einer noch größeren Angriffsfläche für den Regen und somit sind hohe Bodenverluste möglich (vgl. GÓMEZ et al. 2009: 5; GÓMEZ et al. 2018: 977f.; PARRAS-ALCÁNTARA et al. 2016: 498). GÓMEZ et al. (2004) geben allerdings zu bedenken, dass eine niedrige Baumdichte, zurückgeschnittene Baumkronen und eine intensive Unkrautbekämpfung notwendig sind, um Olivenhaine in Randgebieten mit Wassermangel und immer wiederkehrenden Dürren aufrechtzuerhalten (vgl. GÓMEZ et al. 2004: 426).

7.1.4 Getreide

Die eigene Analyse zeigte, dass die Erosionsrate von Getreide im Mittelfeld der verglichenen Vegetationsbedeckungen/Nutzpflanzen lag und somit deutlich geringer waren als in Weinbergen und Olivenhainen. Auch DE SANTISTEBAN et al. (2006) kamen bei einem Vergleich unterschiedlicher Landnutzungen in Navarra zu dem Schluss, dass die Erosionsraten in Getreidefeldern um ein Vielfaches niedriger sind als jene in Weinbergen. Während in den Weinbergen zu allen Jahreszeiten, mehrmals Bodenerosionsprozesse auftraten, konnten in Getreidekulturen lediglich ein oder zwei Erosionsereignisse im Jahr verzeichnet werden. (vgl. DE SANTISTEBAN et al. 2006: 487)

Getreide wird vorwiegend auf flachem Terrain mit geringem Gefälle kultiviert. Abgesehen davon ist der Boden die meiste Zeit im Jahr durch eine dichte Pflanzendecke geschützt. Aufgrund des Erntezyklus fehlt allerdings zwischen Oktober und Februar die Vegetationsbedeckung, wobei selbst im Oktober, nach dem Mähen, die Wurzeln dem Boden Erosionsschutz bieten. (vgl. GARCÍA-RUIZ 2010: 5) Wenn die Flächen allerdings brachliegen, können höhere Bodenverluste auftreten (vgl. GARCÍA-RUIZ 2010: 5; NADAL-ROMERO et al. 2013: 353f.), was besonders im Winterhalbjahr der Fall ist (vgl. DURÁN ZUAZO & RODRÍGUEZ PLEGUEZUELO 2008: 70). NUNES et al. (2011) konnten feststellen, dass bei Getreidekulturen im Herbst das größte Erosionsrisiko besteht, da zu dieser Jahreszeit der Boden gepflügt wird, die neue Aussaat stattfindet und Starkniederschläge einsetzen (vgl. NUNES et al. 2011: 692-695). Auch COSENTINO et al. (2015) zeigten, dass die Kultivierung von Weizen im Herbst und Winter durch einen Mangel an Bodenbedeckung während

der ersten stärkeren Niederschläge im Frühherbst zu hohen Erosionsraten führt (vgl. COSENTINO et al. 2015: 1545). So konnten zum Beispiel DE SANTISTEBAN et al. (2006) in Getreidekulturen in Navarra jährliche Bodenverluste zwischen 2 und 115 t ha⁻¹ feststellen (vgl. DE SANTISTEBAN et al. 2006: 487).

Es wird vermutet, dass durch den Klimawandel die Wachstumsperiode von Getreide verkürzt werden könnte, was bedeuten würde, dass durch die frühere Ernte der Boden bis zur nächsten Saat für längere Zeit ungeschützt bleibt (vgl. GARCÍA-RUIZ 2010: 5).

7.1.5 Natürliche Vegetation

Die dichte Bodenbedeckung durch natürliche Vegetation führt in der Regel zu sehr geringen Abfluss- und Sedimentverlusten. Allerdings sind die Erosionsraten von der Dichte der natürlichen Vegetationsbedeckung abhängig, wie zum Beispiel CERDÀ (1997) aufzeigte. Im Allgemeinen fördert die Vegetation die Infiltration und verhindert den Bodenabtrag (vgl. CERDÀ 1998b: 329; NADAL-ROMERO et al. 2013: 353). Regentropfen werden, bevor sie auf den Boden aufprallen, abgefangen. Weiters trägt die Vegetationsbedeckung zur Verbesserung der Bodeneigenschaften bei, wodurch die Bodenerodierbarkeit reduziert wird. (vgl. CASTILLO et al. 1997: 1119; NUNES et al. 2011: 697) So weist der Boden unter natürlicher Vegetation eine geringe Schüttdichte auf, da mehr organisches Material, ein hoher Anteil an Makroporen und mikrobiellem Gehalt vorhanden sind. Die Stabilität der Aggregate führt zu einer guten Bodenstruktur. (vgl. DURÁN ZUAZO et al. 2013: 277f.) Die Wirksamkeit der natürlichen Vegetationsbedeckung ist aber auch von der Artenvielfalt abhängig, wie DURÁN ZUAZO et al. (2013) berichten. Verschiedene Pflanzenarten haben unterschiedliche Wurzelarchitekturen, die die Bodenstabilität erhöhen. Je größer die Variabilität der Wurzelformen ist, desto geringer ist das Bodenerosionsrisiko (vgl. DURÁN ZUAZO et al. 2013: 277)

7.2 Vergleich der Erosionsraten in Weinbergen semiarider und humider Regionen Europas

Betrachtet man die Bodenerosion in Europa auf Flächen unterschiedlicher Nutzung, so zeigen sich bedeutende Unterschiede hinsichtlich der Klimazonen. Während die mediterrane Zone, aufgrund der hohen Regenintensität, durchschnittliche Erosionsraten von $4,61 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ aufweist, liegen die mittleren Erosionsraten der atlantischen und kontinentalen Klimazone Europas bei nur $1,78 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ bzw. $1,98 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$. Die Werte im Mittelmeerraum sind also deutlich höher, wie PANAGOS et al. (2015a) feststellen. (vgl. PANAGOS et al. 2015a: 441f.) Was den Weinbau in Europa betrifft, so kann gesagt werden, dass dieser eine der erosivsten Landnutzungen darstellt, sowohl in semiariden als auch in humiden Regionen (vgl. BOARDMAN & POESEN 2006: 482f.).

In der eigenen Analyse konnte festgestellt werden, dass Weinberge semiarider und humider Regionen Europas sehr ähnliche Erosionsraten aufweisen. Wie aus den einzelnen Studien hervorgeht, sind die Bewirtschaftungspraktiken in Weinbergen semiarider und humider Regionen Europas voneinander kaum zu unterscheiden. In Mittel- wie in Südeuropa wird Wein vorwiegend auf steilen Hängen kultiviert. Abgesehen davon ist es üblich die Flächen zwischen den Reben durch Bodenbearbeitung oder Herbizideinsatz frei von Unkraut zu halten, obwohl in einigen Weinbergen zwischen den Reben Deckfrüchte gepflanzt werden, die erosionsmindernd wirken. Die Verwendung von Deckfrüchten ist allerdings in Weinbergen humider Gebiete häufiger, da in der Regel genügend Wasser vorhanden ist und somit der Wettbewerb zwischen Kulturpflanzen und Deckfrüchten ausbleibt (vgl. BIDDOCU et al. 2020: 2). Die ähnliche Kulturweise in Weinbergen Europas könnte der Grund für die kaum voneinander abweichenden Erosionsraten sein.

Zu welchen Ergebnissen kommen aber nun anderer Studien? Vorweg ist anzumerken, dass sich bisher nur wenige Untersuchungen dem Vergleich der Erosionsraten in Weinbergen unterschiedlicher klimatischer Bedingungen widmeten und daher auch nur wenige Forschungserkenntnisse vorliegen.

Die Studie von MAETENS et al. (2012), die schon zuvor dargelegt wurde, analysierte die Erosionsraten unterschiedlicher Vegetationsbedeckungen/Kulturpflanzen in Europa. Dabei konnte, im Gegensatz zu PANAGOS et al. (2015a), gezeigt werden, dass bei allen Vegetationsbedeckungen/Landnutzungen die durchschnittlichen jährlichen Bodenverluste im medi-

terranen Raum verglichen mit der gemäßigten Zone Europas niedriger sind, wobei MAETENS et al. (2012) zur gemäßigten Zone Regionen mit atlantischem oder kontinentalem Klima sowie Gebiete mit Steppenklima zählten. Auch die durchschnittliche Erosionsrate in Weinbergen der mediterranen Zone war mit $1,8 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ viel niedriger als jene in Weinbergen des gemäßigten Klimas mit $32,1 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$. Die Bodenerosion in Weinbergen nimmt nach MAETENS et al. (2012) mit steigendem jährlichem Niederschlag zu und weist zwischen 500 und 750 mm Niederschlag im Jahr die höchsten Werte auf. Bei feuchteren Bedingungen sinken die durchschnittlichen Bodenverluste wieder (sh. Abb. 30). Ein feuchteres Klima sei also ausschlaggebend für höhere Bodenverluste in Weinbergen der gemäßigten Zone. Darüber hinaus seien die niedrigeren Raten in Weinbergen des Mittelmeerraumes auf die geringere Erodierbarkeit von steinig und lehmigen Böden, wie sie in Südeuropa häufiger auftreten, zurückzuführen. Außerdem existieren erosionsanfällige Lössböden fast ausschließlich in der gemäßigten Zone. Die Bodenbedingungen sind also nach den Autoren der zweite Faktor, der die unterschiedlichen Erosionsraten erklärt. (vgl. MAETENS et al. 2012: 623-626, 636)

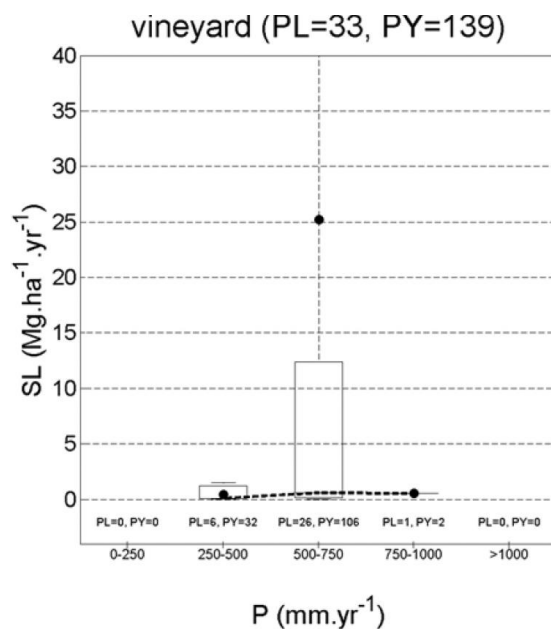


Abb. 30 – Erosionsraten in Weinbergen nach durchschnittlichem Jahresniederschlag (Punkte=Mittelwerte)
(Quelle: MAETENS et al. 2012: 629)

Die Ergebnisse dieser Studie weichen völlig von den eigenen Ergebnissen ab. Möglicherweise ist dies einer unterschiedlichen Definition der Klimazonen von MAETENS et al. (2012) geschuldet. Es geht nicht genau hervor, was die Autoren unter ‚mediterraner Zone‘ verstehen. Weiters bleibt unbekannt, wie viele Erosionsmesswerte im Mittelmeerraum von den besonders betroffenen Regionen stammen, die jährliche Niederschlagsmengen zwischen 500 und 750 mm aufweisen. Wahrscheinlich sind die meisten Werte von mediterranen Weinbergen in Gebieten mit Niederschlagsmengen weit unter 500 mm gemessen worden, weshalb die Raten auch derart niedrig sind. In der eigenen Analyse wurden die Regionen hingegen nicht nach der jährlichen Niederschlagsmenge, sondern in semiarides und humides Klima eingeteilt. Dies könnte ein Erklärungsansatz für die divergierenden Ergebnisse sein.

Auch CERDAN et al. (2010) stellen fest, dass die Erosionsraten im Mittelmeerraum im Vergleich zu anderen Regionen Europas, ausgenommen auf Flächen mit natürlicher Vegetation, viel niedriger sind. Für mediterrane Weinberge zeigen sich mittlere Erosionsraten von $8,62 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$, während sie in anderen Regionen Europas mit $23,64 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ fast dreimal so hoch sind. Allerdings ist zu erwähnen, dass für den Mittelmeerraum nur sechs Einträge und für andere europäische Regionen nur vier Einträge in die Datenbank aufgenommen wurden, obwohl CERDAN et al. (2010) darauf hinweisen, dass die unterschiedlichen Erosionsraten nicht auf einen Mangel an Messwerten zurückgeführt werden können. Der Unterschied zwischen den Raten in Weinbergen der mediterranen Zone und dem übrigen Europa ist nach den Autoren zufolge signifikant. Nicht das Klima, sondern der hohe Steinanteil mediterraner Böden sei der Grund dafür. Extrem hohe Bodenverluste weisen insbesondere Weinbergen hügeliger Lössgebiete West- und Mitteleuropas sowie Weinberge im Piemont auf. (vgl. CERDAN et al. 2010: 170-173) Die genannten Regionen standen auch bei der eigenen Datenanalyse im Fokus. Allerdings konnte eben kein Unterschied hinsichtlich der Erosionsraten zu mediterranen Weinbergen bzw. zu Weinbergen in semiariden Regionen festgestellt werden.

In einer früheren Studie kamen CERDAN et al. (2006) zu der Erkenntnis, dass die Bodenverluste der Flächen- und Rillenerosion im mediterranen Raum verglichen mit dem übrigen Europa recht ähnlich sind. Für Getreide konnten im Mittelmeerraum niedrigere Bodenverlustraten festgestellt werden, was auf den höheren Steinanteil von bis zu 30-50% im Boden zurückzuführen sei. Auch in mediterranen Weinbergen war die durchschnittliche

Erosionsrate mit $16,64 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ niedriger als die mittlere Rate in Weinbergen des restlichen Europas mit $19,97 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$. (vgl. CERDAN et al. 2006: 506f.)

Die Ergebnisse der Studien weisen Ähnlichkeiten auf und deuten darauf hin, dass die Erosionsraten in Weinbergen der gemäßigten Zone Europas höher sind als jene im Mittelmeerraum, obwohl dies durch die eigene Datenanalyse nicht bestätigt werden kann. Anzumerken ist, dass in der eigenen Analyse zwischen semiariden und humiden Regionen unterschieden wurde und nicht zwischen mediterraner und gemäßigter Zone.

Von großer Bedeutung für die Erosion scheinen aber weniger die klimatischen Bedingungen als der Faktor Boden zu sein. So führen die Autoren die höheren Erosionsraten in Weinbergen der gemäßigten Klimazone auf erosionsanfälligeren Böden zurück. Auch SEUFFERT (1998) betont, dass Substrateigenschaften einen weitaus größeren Einfluss auf die Bodenerosion haben als das Klima (vgl. SEUFFERT 1998: 154). Im Mittelmeerraum ist die Steinbedeckung an der Oberfläche allgemein sehr hoch. PANAGOS et al. (2014) weisen auch darauf hin, dass ein hoher Steinanteil ein effektiverer Bodenerosionsschutz sein kann als die Vegetationsbedeckung. In Spanien, Portugal, Frankreich und Griechenland sei die Schutzwirkung besonders hoch. (vgl. PANAGOS et al. 2014: 195) So sorgt ein hoher Steinanteil in mediterranen Böden für geringe Erosionsraten (vgl. CERDAN et al. 2006: 506f.; CERDAN et al. 2010: 170-173; MAETENS et al. 2012: 636), während in mitteleuropäischen Weinbergen vor allem erosionsanfällige Lössböden für einen hohen Sedimentabtrag verantwortlich sind (vgl. CERDAN et al. 2010: 170-173; MAETENS et al. 2012: 636). Insbesondere schluffige und lehmige Böden, wie Löss, neigen nämlich zur Bildung von Krusten, wodurch der Oberflächenabfluss und der Bodenabtrag erheblich gefördert werden (vgl. BRESSON et al. 2006: 494). Nach GOBIN et al. (2006) unterscheiden sich die Erosionsprozesse in Südeuropa von jenen im Lössgürtel Mitteleuropas aber kaum, weshalb ähnliche Erosionsraten gemessen werden können (vgl. GOBIN et al. 2006: 665). Resümierend kann festgestellt werden, dass der Faktor Boden bei Erosionsprozessen eine große Rolle spielt und die Bodenerodierbarkeit, also die Erosionsanfälligkeit, in Weinbergböden Mitteleuropas tendenziell höher ist als in Weinbergböden der Mediterraneis.

Bezüglich der Erodierbarkeit von Böden unterschiedlicher Klimate haben SANCHIS et al. (2008) eine Studie durchgeführt. Sie untersuchten, ob Temperatur und Niederschlag die Erodierbarkeit von Böden beeinflussen. Unter anderem verglichen sie die nach Köppen

und Geiger definierten Klimate Cf (ganzjährige Niederschläge) und Cs (sommerliche Trockenzeit), wobei sich die untersuchten Standorte im Cf-Klima in Europa und Nordamerika befanden und die Standorte im Cs-Klima dem Mittelmeerraum zuzuordnen waren. Es konnte festgestellt werden, dass die Bodenerodierbarkeit im Cs-Klima niedriger ist als im Cf-Klima, wobei nur Böden mit einem Steinanteil von weniger als 10% berücksichtigt wurden (Abb. 31). (vgl. SANCHIS et al. 2008: 1087f.) Das Ergebnis ist doch erstaunlich, wenn man bedenkt, dass die Böden im mediterranen Raum eigentlich als besonders erosionsanfällig gelten (vgl. DE FRANCHIS & IBANEZ 2003: 12; GARCÍA-RUIZ et al. 2013: 26).

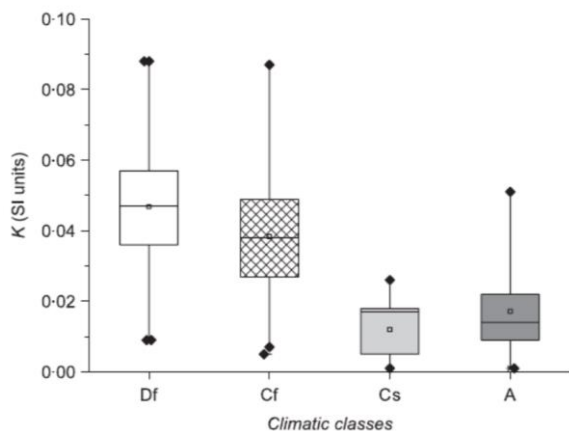


Abb. 31 – Bodenerodierbarkeitsfaktor (K-Faktor) nach Klimazonen der Köppen-Geiger Klassifikation (Cf=ganzjährige Niederschläge; Cs=sommerliche Trockenzeit) (Quelle: SANCHIS et al. 2008: 1088)

Die Bewertung der Bodenerodierbarkeit verschiedener Klimate nach SANCHIS et al. (2008) steht im Einklang mit den Ergebnissen der zuvor zitierten Studien. Die Autoren halten aber auch fest, dass die Daten für das Cs-Klima, aufgrund der geringen Anzahl von nur sechs Beobachtungen, nicht sehr aussagekräftig sind (vgl. SANCHIS et al. 2008: 1088f.).

Angesichts des globalen Klimawandels bringen die Autoren zusätzlich einen äußerst interessanten Aspekt ein. Folglich ihren Erkenntnissen, dass die Bodenerodierbarkeit in wärmeren Klimaten geringer ist als in kühleren Klimazonen, könnte dies für die Zukunft bedeuten, dass steigende Temperaturen die Erodierbarkeit in nördlichen Breiten reduzieren und die negativen Effekte der Niederschlagserosivität ausgleichen. (vgl. SANCHIS et al. 2008: 1095)

7.3 Bodenschützende Managementstrategien

Wie schon zuvor erwähnt ist die Bearbeitung des Bodens bzw. die Verwendung von Herbiziden dafür verantwortlich, dass die Flächen zwischen den Weinrebstöcken und Olivenbäumen kahl sind. Aus diesem Grund sind meist sehr hohe Bodenverluste zu verzeichnen, auch wenn Pflügen kurzfristig zu positiven Effekten führen kann, wie FLESKENS & STROOSNIJDER (2007) zeigten, die bei minimaler Bodenbearbeitung in Olivenhainen eine Erhöhung der Oberflächenrauheit und Infiltration und dadurch reduzierte Erosionsraten feststellen konnten (vgl. FLESKENS & STROOSNIJDER 2007: 264-268).

Um den Bodenabtrag aber nachhaltig zu verringern, sind gewisse Bodenmanagementsysteme notwendig (vgl. GARCÍA-RUIZ et al. 2013: 29). Die Strategien sind vielfältig. Zu gängigen Bodenschutztechniken zählen Hangkorrekturen mittels Terrassierung oder die Verbesserung der Bodenqualität (vgl. RACLOT et al. 2018: 759). Die häufigsten Maßnahmen bestehen aber darin die Bodenoberfläche zu bedecken, um höhere Infiltrationsraten zu erzielen, den Abfluss zu mindern und die Sedimente zurückzuhalten. Die eigene Analyse zeigte, dass Deckfrüchte und Mulch geeignete Maßnahmen im Schutz gegen die Erosion sein können, allerdings werden diese Strategien eher selten angewandt. VANWALLEGHEM et al. (2011) weisen in ihrer Studie darauf hin, dass keine Korrelation zwischen hohen Bodenerosionsraten und dem Ernteertrag in Olivenhainen besteht, weshalb oft kein Anreiz vorhanden war die Bewirtschaftungspraktiken zu Gunsten der Bodenerhaltung zu ändern. Eine anhaltende Bodenerosion wird aber zu einer gewissen Zeit zu negativen Effekten führen, wenn keine Bodenschutzmaßnahmen etabliert werden. (vgl. VANWALLEGHEM et al. 2011: 350) Ein großes Problem stellt außerdem die EU-Agrarpolitik dar, die eine Intensivierung von Weinbergen und Olivenhainen förderte. Bodenschützende Maßnahmen wurden dabei nicht ausreichend mitgetragen. (vgl. GARCÍA-RUIZ et al. 2013: 31) Nichtsdestotrotz fanden Bemühungen statt umweltschonende Managementpraktiken zu forcieren. Die ab dem Jahr 2003 eingeführten *Good Agricultural and Environmental Conditions (GAEC)* geben den Rahmen für verbindliche bodenschützende Maßnahmen, die unter anderem eine reduzierte Bodenbearbeitung, die Vermeidung von kahlen Böden und eine Mindestbodenbedeckung beinhalten. (vgl. LIMA-CUETO et al. 2018: 294f.; MATTHEWS 2013: 12) Allerdings werden die notwendigen Schritte zur Umsetzung der Maßnahmen bisher kaum realisiert (vgl. LIMA-CUETO et al. 2018: 295).

7.3.1 Verwendung und Wirksamkeit von Deckfrüchten

Die Verwendung von Deckfrüchten wird allgemein als äußerst wirksame Maßnahme gegen Bodenerosion angesehen. So wurde in zahlreichen Studien bewiesen, dass der Einsatz von Deckfrüchten in Weinbergen und Olivenhainen zu reduzierten Erosionsraten führt. Aktuelle Untersuchungsergebnisse präsentieren unter vielen anderen ESPEJO-PÉREZ et al. (2013), RUIZ-COLMENERO et al. (2013), PALESE et al. (2015), BIDDOCCU et al. (2016), CÁRCELES RODRÍGUEZ et al. (2017), SASTRE et al. (2017), GÓMEZ et al. (2018), LIMA-CUETO et al. (2018), BAGAGIOLO et al. (2018), REPULLO-RUIBÉRRIZ DE TORRES et al. (2018), RODRÍGUEZ-LIZANA et al. (2018) und BIDDOCCU et al. (2020).

Betrachtet man die gängigen Managementtechniken, so ist zu erkennen, dass die Nichtbearbeitung mit Herbizideinsatz oft zu den höchsten Erosionsraten führt. Die folgende Abbildung verdeutlicht die Ergebnisse einer Studie, die die Bodenverluste unterschiedlicher Managementstrategien verglich.

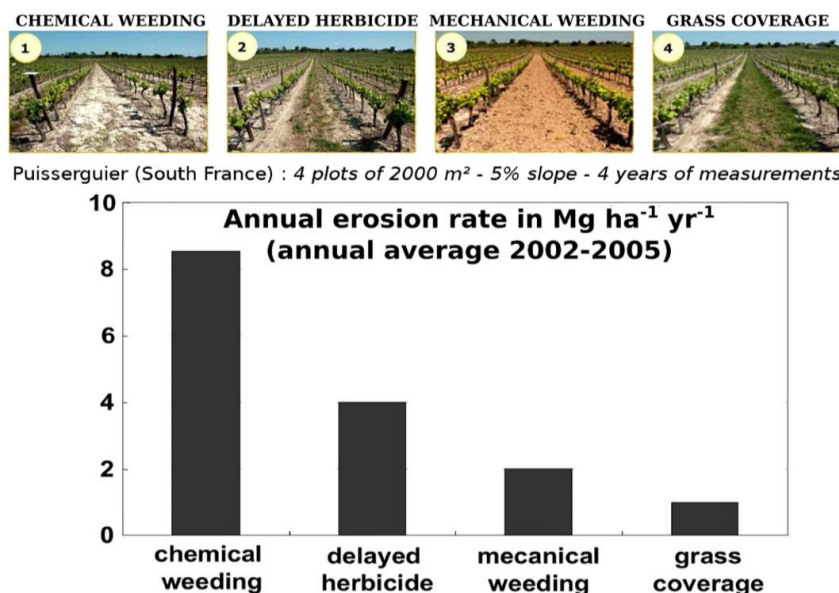


Abb. 32 – Erosionsraten unterschiedlicher Managementpraktiken in einem mediterranen Weinberg in Puisserguier, Südfrankreich (Quelle: LE BISSONNAIS & ANDRIEUX 2007, aus RACLOT et al. 2018: 795, verändert)

Es zeigt sich, dass die Erosionsraten durch Herbizideinsatz um ein Vielfaches höher sind als jene, die auf Flächen mit Deckfrüchten gemessen wurden. Mechanische Bodenbearbei-

tung weist ebenfalls niedrigere Raten auf als Flächen, die chemisch behandelt wurden (sh. Abb. 32). Diese Ergebnisse stehen im Einklang zu den Erkenntnissen von KEESSTRA et al. (2016). Sie konnten in Marillenplantagen die höchsten Erosionsraten auf kahlen Parzellen, die mit Herbiziden behandelt wurden, messen, während Deckfrüchte die Erosionsraten gegenüber konventioneller Bodenbearbeitung und Nichtbearbeitung mit Herbiziden drastisch reduzierten. (vgl. KEESSTRA et al. 2016: 360-363) Auch GÓMEZ et al. (2009) konnten in ihrer Studie feststellen, dass Olivenhaine ohne Bodenbearbeitung und mit Herbizideinsatz die höchsten Raten von $6,9 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ aufweisen, gefolgt von Flächen, die bearbeitet wurden mit einer Erosionsraten von $2,9 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$. Flächen mit Deckfrüchten zeigten die geringste mittlere Erosionsrate von nur $0,8 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$. (vgl. GÓMEZ et al. 2009: 8) Ähnliche Ergebnisse liefern FRANCIA MARTÍNEZ et al. (2006), die zeigten, dass die Erosionsrate in Olivenhainen, die nicht bearbeitet wurden und keine Vegetationsbedeckung aufwiesen, bei $10,5$ bis $40,7 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ lag, während der Bodenverlust in Olivenhainen mit konventioneller Bodenbearbeitung mit 1 bis $10,4 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ deutlich geringerer war. Kurzfristig konnte die Porosität unter konventioneller Bodenbearbeitung die Oberflächenversiegelung verhindern. Das Pflügen im Herbst hatte eine Erhöhung der Bodenrauheit zur Folge, weswegen Regen besser infiltrieren konnte. Die Herbizidanwendung auf den Flächen, die nicht bearbeitet wurden, führte zu rascher Oberflächenversiegelung. Die geringsten Bodenverluste konnten dennoch auf Flächen mit Deckfrüchten erzielt werden und waren um bis zu 92% niedriger als jene in Olivenhainen, die nicht bearbeitet wurden und keine Vegetationsbedeckung aufwiesen. (vgl. FRANCIA MARTÍNEZ et al. 2006: 50ff.)

BOMBINO et al. (2011) verglichen in Süditalien sieben Jahre lang die Erosionsraten in Olivenhainen unterschiedlicher Bewirtschaftung (konventionelle Bearbeitung, Nichtbearbeitung mit Herbizideinsatz, Deckfrüchte). Sie stellten fest, dass Flächen, die nicht bearbeitet aber mit Herbiziden behandelt wurden die höchsten Erosionsraten aufwiesen ($42,2 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$). Auf Flächen, die bearbeitet wurden, lag die durchschnittliche Rate im mittleren Bereich ($28,8 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$); unter Deckfrüchten konnten die niedrigsten Erosionsraten gemessen werden ($12,3 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$). Vor allem vom späten Herbst bis in das Frühjahr lagen die Werte bei Deckfrüchten 66% bzw. 72% unter jenen von konventioneller Bodenbearbeitung und Nichtbearbeitung mit Herbizidanwendung. Grund dafür ist die höhere Vegetationsbedeckung der Flächen mit Deckfrüchten im Winterhalbjahr. Auf Parzellen, die bearbeitet wurden, konnten einige Unkräuter, durch sehr geringe Mengen an Herbiziden, über-

leben und den Boden zumindest etwas schützen. Auf den Flächen, die nicht bearbeitet, allerdings stark mit Herbiziden behandelt wurden, blieb der Boden kahl, wodurch hier der Abfluss und der Bodenverlust sehr hoch waren. (vgl. BOMBINO et al. 2011: 169-174)

BIDDOCCU et al. (2020) untersuchten die Erosionsraten in Weinbergen an fünf Standorten in Europa (Südspanien, Nordwestfrankreich, Ostösterreich, Zentralrumänien und Norditalien). Sie stellten fest, dass die Bodenverluste mit dauerhaften Deckfrüchten gegenüber konventioneller Bodenbearbeitung um 87% bis 93% reduziert werden können. Die Raten unter Deckfrüchten würden nahe an den Bodenbildungsraten liegen und gelten daher als tolerierbar. Auf Basis dieser Ergebnisse unterstreichen BIDDOCCU et al. (2020) die Wichtigkeit der Etablierung von Deckfrüchten im Weinbau. (vgl. BIDDOCCU et al. 2020: 6-15)

Fasst man die Studienerkenntnisse zusammen, so lässt sich sagen, dass die Erosionsraten durch die Verwendung von Herbiziden in der Regel am höchsten sind, gefolgt von jenen auf Flächen mit mechanischer Bodenbearbeitung (Pflügen). Flächen mit Deckfrüchten zeigen die niedrigsten Raten.

Worin liegt nun die Wirksamkeit von Deckfrüchten? Zuerst sorgt die Vegetationsbedeckung dafür, dass die Energie der Regentropfen abgefangen wird und somit der Splash-Effekt verringert wird (vgl. DURÁN ZUAZO et al. 2009: 457; GÓMEZ et al. 2011: 509). Die Pflanzen bieten außerdem Widerstand gegen das abfließende Wasser, wodurch auch Sediment zurückgehalten werden (vgl. DURÁN ZUAZO et al. 2009: 458f.). Weiters ist die Schüttdichte aufgrund der Wurzeln auf Flächen mit einer ausgeprägten Vegetationsbedeckung üblicherweise niedriger (vgl. KEESSTRA et al. 2016: 360-363; PALESE et al. 2015: 548f.) und die Wurzeln sorgen dafür, dass der Anteil an organischer Substanz im Boden steigt und Makroporen häufiger sind (vgl. KEESSTRA et al. 2016: 360-363; PALESE et al. 2015: 548f.; RUIZ-COLMENERO et al. 2013: 156). Dies hat eine höhere Infiltrationsrate zur Folge. Außerdem sorgen die Wurzeln der Deckfrüchte für eine bessere Bodenstabilität, indem sie die Bodenpartikel zusammenhalten (vgl. GÓMEZ et al. 2011: 509)

Die Wurzeln der Deckfrüchte können aber auch zu einer Verdichtung des Bodens führen, wodurch die hydraulische Leitfähigkeit die Infiltration reduziert werden und zu höheren Abflussraten führen, wobei der Bodenverlust in den meisten Fällen trotzdem verringert werden kann (vgl. BORDONI et al. 2019: 20; GUZMÁN et al. 2019: 142).

Um effektive Ergebnisse durch Deckfrüchte zu erzielen, sind die Auswahl der Pflanzenart sowie die richtige Anwendung der Deckfrüchte von entscheidender Bedeutung. GÓMEZ et al. (2018) weisen darauf hin, dass es auf den richtigen Zeitpunkt der Aussaat der Deckfrüchte ankommt, da nur eine ausgeprägte Vegetationsbedeckung als Schutz gegen einsetzende Regenfälle im Herbst wirksam ist. Die Zeit, in der der Boden kahl ist, muss so kurz wie möglich gehalten werden. Die Autoren empfehlen als Deckfrüchte Arten, die als Selbstsaat geeignet sind oder die direkte Aussaat auf die Deckfrüchte des Vorjahres. So ist eine dichte Vegetationsbedeckung wahrscheinlicher. (vgl. GÓMEZ et al. 2018: 982) Ein Bodenbedeckungsgrad von mindestens 20% (vgl. ESPEJO-PÉREZ et al. 2013: 2147) oder 30% (vgl. Gómez et al. 2018: 982) ist notwendig, um dem Boden effektiv Schutz zu bieten. TAGUAS et al. (2013) legen dar, dass eine spontane Vegetationsentwicklung zwischen den Kulturpflanzen im Herbst nur langsam voranschreitet, weshalb der Schutz nicht optimal ist. Daher sollten Deckfrüchte gesät werden, die früh keimen und schon im zeitigen Herbst eine dichte Bodenbedeckung garantieren. (vgl. GÓMEZ et al. 2017: 18-24; TAGUAS et al. 2013: 61). Die Keimung kann durch eine reduzierte Bodenbearbeitung vor der Aussaat der Deckfrüchte im Frühherbst beschleunigt werden (vgl. GÓMEZ et al. 2004: 430). Allgemein ist zu sagen, dass im semiariden mediterranen Klima Deckfrüchte nur schwer gedeihen (vgl. SASTRE et al. 2017: 882f.). Daher braucht es Arten, die sich einerseits während der regenreichen Zeit gut entwickeln und andererseits in der regenarmen Zeit den Wettbewerb um Wasser minimieren (vgl. GÓMEZ 2017: 18-24). Auch JIMÉNEZ-ALFARO et al. (2018) weisen darauf hin, dass Deckfrüchte an die spezifischen klimatischen Bedingungen des Mittelmeerraumes (trockene und heiße Sommer) angepasst sein müssen. So sollten die Pflanzen fähig sein sich selbst zu säen, schnell, aber niedrig wachsen, ein ausgeprägtes oberflächliches Wurzelsystem entwickeln und auch wenn sie im Sommerhalbjahr absterben sollten sie den Boden weiterhin bedecken. (vgl. JIMÉNEZ-ALFARO et al. 2018: 29)

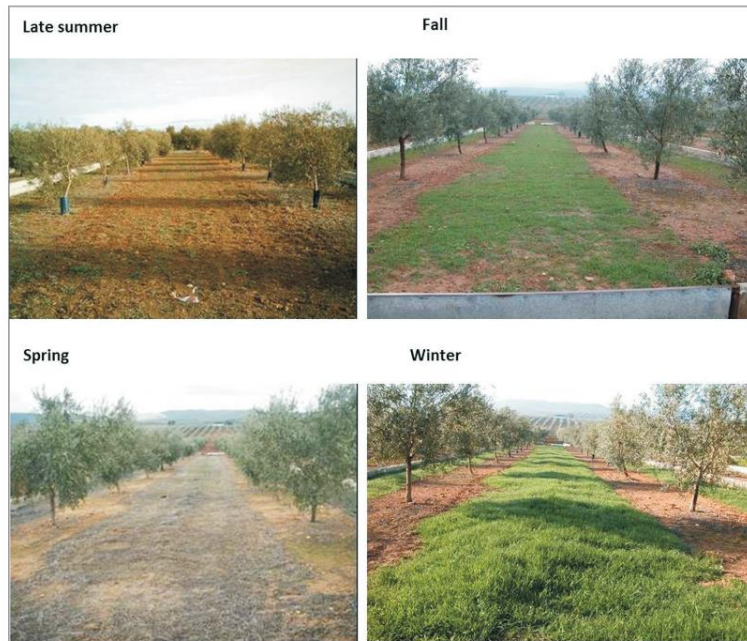


Abb. 33 – Typische Entwicklung einer temporären Grasbedeckung in einem Olivenhain während der vier Jahreszeiten (Quelle: GÓMEZ 2017: 16)

Die Wirksamkeit von Gräsern als Deckfrüchte wird schon länger untersucht (vgl. GÓMEZ 2017: 18-24). Aber auch andere Arten sind im Kontext des Bodenschutzes in den Blickfang genommen worden. Im Folgenden werden Studien zitiert, die die Wirksamkeit von Pflanzenarten als bodenschützende Deckfrüchte bestätigen.

SASTRE et al. (2017) untersuchten die Bodenerosion in Olivenhainen unterschiedlicher Bewirtschaftungspraktiken. Während Flächen mit konventioneller Bodenbearbeitung eine Erosionsrate von $6,8 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ zeigten, waren die Raten unter Deckfrüchten um 40% bei den Hülsenfrüchten *Onobrychis viciifolia* (Saat-Esparsette) und *Vicia ervilia* (Linsenwicke), um 60% bei *Hordeum vulgare* (Gerste) und um 80% bei *Brachypodium distachyon* (Zweijährige Zwenke) geringer. Vor allem im Frühling und Herbst war eine ausgeprägte Vegetationsbedeckung wichtig, um die Bodenerosion durch auftretende Starkniederschlagsereignisse zu verringern. (vgl. SASTRE et al. 2017: 877-883)

REPULLO-RUIBÉRRIZ DE TORRES et al. (2018) bewerteten die Grasart *Brachypodium distachyon*, die Hülsenfrüchte *Vicia sativa* (Futterwicke) und *Vicia ervilia* und den Kreuzblütler *Sinapis alba* (Weißer Senf). Die Bodenerosion konnte durch die Deckfrüchte um mehr als 90% gegenüber konventioneller Bodenbearbeitung reduziert werden, wobei unter *Sinapis alba* die niedrigsten Sedimentverlust gemessen wurden. Das ausgedehnte Wurzel-

system des Kreuzblütlers führte zu besonders hoher Infiltration. *Brachypodium distachyon* und *Vicia sativa* hatten in den ersten Jahren Wachstumsprobleme, weshalb sie nicht ganz so wirksam waren. Zwischen der Wirksamkeit gesäter Arten und spontaner Vegetationsbedeckung konnten die Autoren kaum Unterschiede feststellen. (vgl. REPULLO-RUIBÉRRIZ DE TORRES et al. 2018: 2282ff.)

DURÁN ZUAZO et al. (2012) kamen durch Versuche in Mandelplantagen zu dem Ergebnis, dass die Erosionsraten unter *Thymbra capitata* (Thymian) mit $0,4 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ niedriger waren als unter *Hordeum vulgare* (Gerste) mit $1,4 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ und *Vicia sativa* mit $4,1 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$. Thymian wächst, im Gegensatz zu Gerste, kriechend und deckt daher große Teile des Bodens ab. Abgesehen davon ist Thymian eine mehrjährige Pflanzenart, Gerste und Wicke sind hingegen einjährig, weshalb Thymian das ganze Jahr über den Boden schützt. Trotz der Vorteile von Thymian als Deckfrucht muss gesagt werden, dass die Wasser Konkurrenz bei dieser Pflanzenart mit den Kulturpflanzen besonders groß ist. Gerste und Wicke können dagegen leicht durch Herbizide eingedämmt werden. (vgl. DURÁN ZUAZO et al. 2012: 125-128) Die Wirksamkeit von *Hordeum vulgare* zeigten auch DURÁN ZUAZO et al. (2009). Sie konnten eine Reduktion der Erosion um 71% auf Flächen mit dieser Deckfruchtart gegenüber kahlen, nichtbearbeiteten Flächen feststellen (vgl. DURÁN ZUAZO et al. 2009: 457ff.). Nach GÓMEZ et al. (2018) ist die Grasart *Lolium multiflorum* (Italienisches Raygras) besonders wirksam und verringerte den Sedimentabtrag von $46,7 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ auf Flächen konventioneller Bodenbearbeitung auf $6,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ (vgl. GÓMEZ et al. 2018: 981ff.). NOVARA et al. (2011) wiederum bewerteten *Trifolium subterraneum* (Bodenfrüchtiger Klee), *Festuca rubra* (Rotschwingel) und *Festuca ovina* (Schafschwingel) bzw. *Trifolium subterraneum*, *Lolium perenne* (Deutsches Weidelgras) und *Festuca rubra* als die effektivsten Deckfruchtkombinationen. Die Bodenerosion wurde durch den Anbau dieser Arten um bis zu 76% gegenüber Flächen mit Bodenbearbeitung reduziert. Besonders Gräser zeigten Wirkung, da sie sowohl im Sommer den Boden schützten als auch im Herbst rasch keimten. (vgl. NOVARA et al. 2011: 144ff.)

MARQUES et al. (2010) haben in Weinbergen mit Bodenbearbeitung Raten von $10,59 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ gemessen werden, in Parzellen mit *Brachypodium distachyon* lag der Bodenverlust bei $0,7 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ und auf Flächen mit *Secale cereale* bei $0,62 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ (vgl. MARQUES et al. 2010: 126-129). Dass *Brachypodium distachyon* und *Secale cereale* effektive Deckfrüchte sind haben auch RUIZ-COLMENERO et al. (2013) bewiesen. Die Infiltration war auf

den Parzellen mit Deckfrüchten 45% höher als auf der Fläche, die bearbeitet wurde und der Bodenabtrag konnte um das sechs- (*Brachypodium distachyon*) bzw. vierfache (*Secale cereale*) verringert werden. (vgl. RUIZ-COLMENERO et al. 2013: 156ff.) MARQUES et al. (2010) halten fest, dass es in ihrer Studie in Weinbergen mit *Brachypodium distachyon* keinen Zusammenhang zwischen Regenintensität und Bodenverlust gab. Diese Erkenntnis unterstreicht die Wirksamkeit von *Brachypodium distachyon* für den Bodenschutz. Darüber hinaus sät sich *Brachypodium*, im Gegensatz zu vielen anderen Arten, wieder selbst aus und sorgt in der Regel für eine dichte Bodenbedeckung. (vgl. MARQUES et al. 2010: 126f.)

ALFARO-JIMÉNEZ et al. (2018) betonen, dass sich Süßgräser (*Poaceae*), zu denen unter vielen anderen *Brachypodium distachyon*, *Hordeum vulgare* und *Secale cereale* zählen, optimal als Deckfrüchte für mediterrane Weinberge und Obstkulturen eignen. Dies geht auch aus den eben zitierten Studien hervor. Diese Grasarten sorgen im Winterhalbjahr in der Regel für eine dichte Vegetationsbedeckung und schließen vor Beginn der Trockenzeit ihr Wachstum und die Samenbildung ab. Dadurch wird die Wasserkonkurrenz im Sommerhalbjahr verhindert. Die Gräser keimen wieder im Herbst bei ca. 16 °C und zunehmender Feuchtigkeit. (vgl. ALFARO-JIMÉNEZ et al. 2018: 29ff.)

In Tabelle 13 sind noch einmal jene Pflanzenarten angeführt, deren Wirksamkeit als Deckfrüchte in Untersuchungen festgestellt werden konnte.

Referenz/ Deckfruchtart	Gräser					Kreuz- blütler	Leguminosen		Lippen- blütler
	<i>Secale cereale</i>	<i>Hordeum vulgare</i>	<i>Brachy- podium distachyon</i>	<i>Lolium perenne/ Lolium multiflorum</i>	<i>Festuca rubra/ Festuca ovina</i>		<i>Sinapis alba</i>	<i>Trifolium subterra- neum</i>	
RUIZ- COLMENERO et al. 2013	+		+						
NOVARA et al. 2011				+	+		+		
SASTRE et al. 2017		+	+						
GÓMEZ et al. 2009		+							
BIENES et al. 2012	+	+	+						
GÓMEZ et al. 2018				+					
REPULLO- RUIBÉRRIZ DE TORRES et al. 2018			+			+		+	
MARTÍNEZ RAYA et al. 2006		+							+
DURÁN ZUAZO et al. 2009		+							
FRANCIA MARTÍNEZ et al. 2006		+							
GÓMEZ et al. 2004		+							
DURÁN ZUAZO et al. 2012		+							+
RODRÍGUEZ- LIZANA et al. 2018			+			+			
MARQUES et al. 2010	+		+						

Tab. 13 – Pflanzenarten, deren Wirksamkeit als Deckfrüchte festgestellt wurde

Die positiven Effekte von Deckfrüchten als Erosionsschutz konnte also hinlänglich bewiesen werden. Wie aber schon angesprochen sind Deckfrüchte in mediterranen Regionen nicht so häufig wie in der gemäßigten Zone, da sie mit den Kulturpflanzen um Wasser konkurrieren (vgl. BIDDOCU et al. 2020: 2). GÓMEZ et al. (2004) betonen, dass die Etablierung von Deckfrüchten ein hohes Risiko für LandwirtInnen darstellt, weil der Ernteertrag durch Wasser Konkurrenz drastisch vermindert werden kann (vgl. GÓMEZ et al. 2004: 430). MARQUES et al. (2010) beispielsweise zeigten, dass sich durch die Verwendung von *Brachypodium distachyon* der Ertrag in Weinbergen um etwa 50% reduzierte (vgl. MARQUES et al. 2010: 126-129). Inwieweit aber der Wettbewerb um Wasser tatsächlich gegeben ist, bleibt nach RUIZ-COLMENERO et al. (2013) weitgehend unbekannt. Sie kommen zu dem Schluss, dass der Einsatz von Deckfrüchten in Weinbergen zu einer Verbesserung der Bodenbedingungen führt, wodurch auch die Weinreben profitieren. Aufgrund der Wurzelmasse der Deckfrüchte könne Wasser besser infiltrieren und länger gespeichert werden. Der negative Effekt des Wasserwettbewerbes könne somit ausgeglichen werden. (vgl. RUIZ-COLMENERO et al. 2013: 154-158) PAROISSIEN et al. (2015) hingegen kommentieren, dass die allgemeine Abnahme der mittleren jährlichen Niederschlagsmenge im Mittelmeerraum den Wettbewerb zwischen den Kultur- und Deckfrüchten zukünftig noch verstärken könnte (vgl. PAROISSIEN et al. 2015: 66).

LandwirtInnen stehen Deckfrüchten allgemein sehr skeptisch gegenüber. Dabei lassen sich drei Hauptursachen benennen, weshalb Deckfrüchte nicht akzeptiert werden. Erstens sind das die Mehrkosten, die durch die Verwendung von Deckfrüchten entstehen, obwohl SCHÜTTE et al. (2020) am Beispiel einer österreichischen und spanischen Weinbergregion zeigten, dass die Kostensteigerung nur 1,8 bis 4,5% betragen würde (vgl. SCHÜTTE et al. 2020: 9). Zweitens hemmt das potenzielle Risiko eines Ertragsrückgangs die LandwirtInnen Deckfrüchte zu etablieren (vgl. GÓMEZ 2017: 2f.). Und drittens spielen unzureichende Kenntnisse über den Nutzen und die richtige Verwendung von Deckfrüchten eine Rolle (vgl. MARQUES et al. 2015: 465f.; SCHÜTTE & BERGMANN 2019: 117ff.).

SCHÜTTE & BERGMANN (2019) untersuchten die Einstellung gegenüber Deckfrüchten von WinzerInnen in einer französischen (Coteaux du Layon) und spanischen (Montilla-Moriles) Weinregion. Sie konnten feststellen, dass die WinzerInnen im semiariden Südspanien, im Gegensatz zu den französischen WinzerInnen, Deckfrüchte viel seltener

verwenden. Die spanischen WinzerInnen befürchten mögliche Ernteverluste. Außerdem beruhen die Bewirtschaftungspraktiken auf alten Traditionen und Gewohnheiten, die sie nicht aufgeben möchten. Darüber hinaus zeigten sich größere Wissensdefizite bei den spanischen LandwirtInnen was die Verwendung und den Nutzen von Deckfrüchten betrifft. (vgl. SCHÜTTE & BERGMANN 2019: 117ff.) Auch SASTRE et al. (2017) führten eine Befragung in der Region Madrid von LandwirtInnen durch. Nur fünf der 83 Befragten verwenden Deckfrüchte. Als Grund nannten sie mangelnde finanzielle Unterstützungen. Außerdem sei den Landwirten das Problem der Bodenerosion nicht bewusst. (vgl. SASTRE et al. 2017: 880, 885) Ähnliche Ergebnisse liefern MARQUES et al. (2015). Die Ursachen für die Ablehnung von Deckfrüchten seien vor allem mangelndes Wissen, Wasserknappheit und die Sorge um Ernteeinbußen. (vgl. MARQUES et al. 2015: 460-466)

7.3.2 Verwendung und Wirksamkeit von Mulch

Eine weitere Methode, um die Bodenerosion in mediterranen Weinbergen und Olivenhainen zu reduzieren, ist die Verwendung von Mulch in den Zwischenreihen der Kulturflächen. Als Material wird meist Stroh verwendet. Aber auch Schnittreste oder Laub auf der Bodenoberfläche können den Sedimentabtrag verringern. Die Wirksamkeit von Mulch als bodenkonservierende Maßnahme haben unter anderen CERDÀ et al. (2016), PARRAS-ALCÁNTARA et al. (2016), PROSDOCIMI et al. (2016b), CERDÀ et al. (2017a), CERDÀ et al. (2018), KEESSTRA et al. (2019) und RODRIGO-COMINO et al. (2019a) festgestellt.

PROSDOCIMI et al. (2016b) untersuchten die Wirkung von Strohmulch auf den Bodenabtrag in Weinbergen Südostspaniens. Durch Regensimulationen von 55 mm/h konnte festgestellt werden, dass Parzellen mit einer Strohbdeckung von 48 bis 90% einen wesentlich geringeren Sedimentverlust aufwiesen ($0,63 \text{ t ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$), als Parzellen mit kahlem Boden ohne Strohmulch ($2,81 \text{ t ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$). (vgl. PROSDOCIMI et al. 2016b: 327) Auch nach CERDÀ et al. (2017a) führt Strohmulch zu einer drastischen Verringerung des Bodenabtrages. Die positive Wirkung des Strohs zeigte sich nicht nur sofort, sondern hielt auch noch viele Jahre nach der ersten Anwendung an. (vgl. CERDÀ et al. 2017a: 166ff.) KEESSTRA et al. (2019) zeigten den positiven Effekt von Strohmulch in Zitrusplantagen. Während auf Flächen mit Bodenbearbeitung und Herbizideinsatz mittlere Erosionsraten von $15,7 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ gemessen wurden, waren die Bodenverlustraten mit $2,6 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ auf Flächen mit

Strohmulch deutlich niedriger. (vgl. KEESSTRA et al. 2019: 98-101) Weiters haben CERDÀ et al. (2016) in Kakiplantagen Ostspaniens, eine Verringerung der Erosionsraten von 5,1 t ha⁻¹ h⁻¹ auf 0,2 t ha⁻¹ h⁻¹ durch eine Bodenabdeckung von 60% Strohmulch festgestellt (vgl. CERDÀ et al. 2016: 156). Strohmulch ist nach GARCÍA-ORENES et al. (2012) die effektivste Methode, um die Bodenerosion nachhaltig zu reduzieren (vgl. GARCÍA-ORENES et al. 2012: 578). Allerdings sollte die Strohbedeckung regelmäßig erneuert werden, da die Brandgefahr in der Trockenzeit hoch ist (vgl. BLAVET et al. 2009: 134f.).

Dass auch andere Materialien zu den gewünschten Ergebnissen führen können, haben beispielsweise PARRAS-ALCÁNTARA et al. (2016) gezeigt. So konnte durch Olivenblättermulch die Erosionsrate um 89,4% gegenüber konventioneller Bodenbearbeitung reduziert werden. Mulch durch Oliventrester (Rückstände der Olivenölextraktion) ließ die Erosion um 65,4% zurückgehen. (vgl. PARRAS-ALCÁNTARA et al. 2016: 502ff.) CERDÀ et al. (2018) sowie MORENO-GARCÍA et al. (2018) haben wiederum die positiven Effekte von Schnittresten bewiesen.



Abb. 34 – Strohmulch (links) und Schnittreste (rechts) in Weinbergen (Quelle: PROSDOCIMI et al. 2016a: 3, Foto: CERDÀ)

Die Wirkung von Mulch zur Reduzierung der Bodenerosion ist der von Deckfrüchten ähnlich. Die Materialien fangen die Regentropfen ab und verhindern das energiereiche Aufprallen dieser auf den Boden. Abgesehen davon erhöht sich durch den Mulch die Bodenrauheit, was zu einer erhöhten Infiltrationskapazität des Bodens beiträgt. Die Geschwindigkeit des abfließenden Wassers wird durch die Bodenrauheit reduziert. Diese Effekte führen zu niedrigeren Erosionsraten. (vgl. BOMBINO et al. 2019: 240; CERDÀ et al. 2016: 157; CERDÀ et al. 2017a: 170; KEESSTRA et al. 2019: 98-101; PROSDOCIMI et al. 2016b: 327; RODRIGO-COMINO et al. 2019a: 1882) PARRAS-ALCÁNTARA et al. (2016) stellten

auch fest, dass Mulch zu einer Verbesserung der Bodenbedingungen führt, wodurch nicht nur die Erosion verringert wird, sondern auch Kulturpflanzen selbst profitieren. In den untersuchten Olivenhainen führte der höhere Anteil an organischem Material zu einer Reduktion der Schüttdichte und häufigeren Makroporen. Dies förderte auch das Wurzelwachstum der Olivenbäume. (vgl. PARRAS-ALCÁNTARA et al. 2016: 502ff.)

FERREIRA et al. (2018) kommen zu dem Schluss, dass eine reduzierte Bodenbearbeitung und eine partielle Vegetationsbedeckung oft nicht ausreichen, um die Erosionsraten in einen tolerierbaren Bereich zu bringen. Aufgrund der Sommertrockenheit sei es schwierig Deckfrüchte zu kultivieren, weshalb Maßnahmen, wie Mulchen möglicherweise zielführender sind. (vgl. FERREIRA et al. 2018: 190) Ungeachtet dessen konkurriert Mulch nicht mit den Kulturpflanzen um Wasser und könnte deshalb von LandwirtInnen eher akzeptiert werden.

Doch wie sich in der Praxis zeigt wird Mulch von den LandwirtInnen kaum verwendet. Die Gründe dafür sind ähnliche wie bei Deckfrüchten. Nach einer in Ostspanien durchgeführten Studie von RODRIGO-COMINO et al. (2019a) würden die Kosten für die Verwendung von Strohmulch etwa 22,5% des Gesamteinkommens der LandwirtInnen ausmachen. Die Verwendung von Mulch ist außerdem gesellschaftlich nicht anerkannt und LandwirtInnen bevorzugen traditionelle Bewirtschaftungspraktiken. (vgl. RODRIGO-COMINO et al. 2019a: 1883-1886) Bei einer Umfrage von CERDÀ et al. (2017a) zeigte sich, dass die Mehrheit der LandwirtInnen (84%) nicht einmal weiß, was Mulch ist. Darüber hinaus verwenden nur 3 von 81 Befragten Mulch. Dies liege vor allem daran, dass Mulch als Schmutzverursacher und als Ursprung für Schädlinge gesehen wird. Außerdem ist die Verwendung von Mulch kostspielig. Mit allen zusätzlichen Kosten wie Transport etc. ist die Bewirtschaftung mit Mulch etwa 1,9 Mal teurer ist als herkömmliche Bewirtschaftungspraktiken. (vgl. CERDÀ et al. 2017a: 166-169) Zu ähnlichen Ergebnissen durch eine Befragung kommen auch CERDÀ et al. (2018). Die Verwendung von Schnittresten als Mulch wird von LandwirtInnen nicht akzeptiert. Die Maschinen zur Zerkleinerung der Zweige und die zusätzliche Arbeit wären zu teuer. (vgl. CERDÀ et al. 2018: 736, 741)

7.3.3 *Etablierung bodenschützender Maßnahmen*

AZNAR-SÁNCHEZ et al. (2020) legen dar, dass auf politischer Ebene Maßnahmen notwendig sind, die die Einführung nachhaltiger landwirtschaftlicher Praktiken fördern (vgl. AZNAR-SÁNCHEZ et al. 2020: 506). Zuerst braucht es eine Erweiterung der finanziellen Unterstützungen für die LandwirtInnen, damit sie die Mehrkosten, die durch die Verwendung von Deckfrüchten oder Mulch anfallen, tragen müssen (vgl. AZNAR-SÁNCHEZ et al. 2020: 506; BOMBINO et al. 2011: 178; CERDÀ et al. 2017a: 169; RODRIGO-COMINO et al. 2019a: 1886). Nach MARQUES et al. (2015) ist das Angebot an Subventionen zwar vorhanden, allerdings wird dies von LandwirtInnen nicht wahrgenommen (vgl. Marques et al. 2015: 460f.). Daher müssen LandwirtInnen verstärkt über staatlichen Unterstützungen informiert werden (vgl. SASTRE et al. 2017: 885). Weiters ist es notwendig die Wahrnehmung und Einstellung der LandwirtInnen zu ändern, sie zu sensibilisieren und über den Nutzen von Deckfrüchten und Mulch aufzuklären. (vgl. BOMBINO et al. 2011: 178; CERDÀ et al. 2017a: 166-169; KEESSTRA et al. 2019: 101f.; MARQUES et al. 2015: 460-466). Bisher gibt es aber keine angemessenen Einrichtungen, die zum Wissenstransfer beitragen und die LandwirtInnen über die Vorteile von bodenschützenden Managementstrategien informieren und technisches Knowhow vermitteln (vgl. AZNAR-SÁNCHEZ et al. 2020: 506; MARQUES et al. 2015: 460-466). SASTRE et al. (2017), CERDÀ et al. (2018) und BARRENA-GONZÁLEZ et al. (2020) fordern daher eine engere Zusammenarbeit zwischen LandwirtInnen, WissenschaftlerInnen und politischen Entscheidungsträgern (vgl. BARRENA-GONZÁLEZ et al. 2020: 93; CERDÀ et al. 2018: 741ff.; SASTRE et al. 2017: 885). Außerdem müssen Strategien eines bodenschützenden Managements aufgrund der Heterogenität des Mittelmeerraumes an die jeweils ortsspezifischen Bedingungen angepasst werden (vgl. RACLOT et al. 2018: 795).

Scheitert die Etablierung von Deckfrüchten und Mulch als bodenschützende Maßnahmen, so schlagen CERDÀ & RODRIGO-COMINO (2020) als Alternative Vegetationsstreifen (z.B. Hecken oder Gras) oder andere Barrieren vor, um die Sedimente abzufangen und so den Bodenabtrag zu verringern (vgl. CERDÀ & RODRIGO-COMINO 2020: 69). Auch die Verwendung einer Steinabdeckung wäre anzudenken. Immerhin stellten zum Beispiel RODRIGO-COMINO et al. (2017b) fest, dass eine Steinbedeckung von 30 bis 60% die Bodenerosion deutlich reduzieren kann (vgl. RODRIGO-COMINO et al. 2017b: 870).

7.4 Auswirkungen des Klimawandels auf das Bodenerosionsrisiko im Mittelmeerraum

7.4.1 Bisherige Änderungen des Klimas und des Bodenerosionsrisikos

Die eigene Analyse von Starkniederschlagsereignissen an jeweils drei Orten in Südostspanien und Norditalien zeigte keine eindeutigen Trends, auch wenn im nördlichen Italien ein leichter Anstieg in der Häufigkeit der Starkregenereignisse feststellbar war.

Bisher wurden zahlreiche Studien zur vergangenen Entwicklung der Niederschläge im Mittelmeerraum durchgeführt. Betrachtet man den Mittelmeerraum als Ganzes, so konnten NORRANT & DOUGUÉDROIT (2006) von 1950 bis 2000 eine Zunahme der Extremniederschlagsereignisse feststellen. Die Trends sind aber nicht signifikant. (vgl. NORRANT & DOUGUÉDROIT 2006: 99f.) Ähnliche Erkenntnisse gehen aus der Studie von DIODATO et al. (2011) hervor. So sei es vor allem in Nordwestafrika, auf der Iberischen Halbinsel, in Süditalien und auch im östlichen Mittelmeerraum wahrscheinlicher geworden, dass der von den Autoren definierte kritische Schwellenwert der Regenerosivität überschritten wird (sh. Abb. 35). Der positive Trend extremer Niederschläge deutet auf eine erhöhte Erosionsgefahr hin. (vgl. DIODATO et al. 2011: 595ff.) Es fällt aber auf, dass die Veränderungen nicht homogen sind. So hat sich die Wahrscheinlichkeit von erosiven Niederschlägen im südöstlichen Spanien nicht oder kaum verändert. Dies bekräftigt die Ergebnisse der eigenen Analyse.

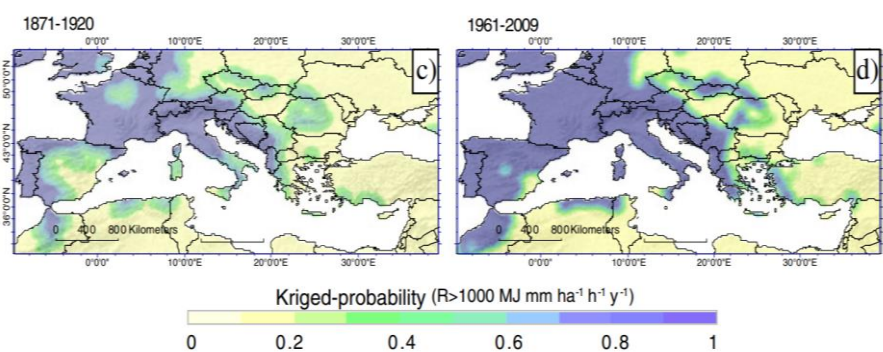


Abb. 35 – Veränderung der Wahrscheinlichkeit für erosive Starkniederschläge im Mittelmeerraum (Quelle: DIODATO et al. 2011: 596)

ALPERT et al. (2002) analysierten die Veränderung von Starkniederschlägen an 265 Messstationen im Mittelmeerraum im Zeitraum von 1951 bis 1995. Im Zuge ihrer Analyse zeigte sich für Spanien zwar ein signifikanter Anstieg der extremen Starkniederschläge (> 128 mm/Tag) aber ein Rückgang der mäßig starken Niederschläge (16-64 mm/Tag), die fast die Hälfte der jährlichen Gesamtniederschlagssumme ausmachen. (vgl. ALPERT et al. 2002: 31/3)

Auch RODRIGO (2010) untersuchte die Niederschlagsdaten für mehrere Orte auf der Iberischen Halbinsel von 1951 bis 2002 und zeigte, dass die Intensität der Niederschläge, abgesehen von ein paar Ausnahmen, tendenziell abgenommen hat. Auch in Alicante reduzierte sich die Intensität von Starkregenereignissen, wobei die Veränderung nur im Sommer signifikant ist. (vgl. RODRIGO 2010: 1516, 1521f.)

Andere Ergebnisse liefern MACHADO et al. (2011). Sie konnten für Murcia (Südostspanien) seit den 1950er Jahren einen Trend hin zu einer Zunahme der Anzahl und der Intensität von extremen Niederschlagsereignissen (> 90 mm) feststellen. Darüber hinaus zeigte sich ab den 1990er Jahren eine Verschiebung der Niederschlagsmaxima vom Herbst in den Winter. (vgl. MACHADO et al. 2011: 1249)

Auch DE LUIS et al. (2010) analysierten Niederschlagsdaten der östlichen Iberischen Halbinsel von 1951 bis 2000 und fanden heraus, dass der jährliche Gesamtniederschlag insgesamt abnahm, die Intensität der Niederschläge allerdings tendenziell zunahm. Die räumliche Variabilität der Trends ist aber hoch, so konnten für den Südosten Spaniens keine einheitlichen Trends weder hinsichtlich der Änderung der Gesamtniederschlagsmenge noch hinsichtlich der Niederschlagserosivität festgestellt werden. (vgl. DE LUIS et al. 2010: 140-143)

Es deutet Vieles darauf hin, dass die Änderungen der Starkniederschlagsereignisse in Südostspanien nicht homogen sind und von Ort zu Ort divergieren. Dies unterstreicht auch die Studie von VALDES-ABELLAN et al. (2017), die sich den Niederschlagsdaten von sechs Messstandorten in Südostspanien (Valencia, Alicante, Librilla, Murcia, Pinoso, Orihuela) ab den 1940er Jahren widmeten. Sie konnten für alle untersuchten Orte, ausgenommen für Valencia, feststellen, dass sich die jährliche Gesamtniederschlagssumme reduzierte. Die Trends sind aber statistisch nicht signifikant. Weiters zeigten VALDES-ABELLAN et al. (2017), dass Tage mit Starkniederschlägen (> 40 mm) abgenommen haben. In Alicante beträgt die Verringerung 20%, in Murcia 15% und in den restlichen Orten 40%. Eine Aus-

nahme stellt wiederum Valencia dar, wo eine Zunahme erkennbar ist. (vgl. VALDES-ABELLAN et al. 2017: 1289-1295) Die Erkenntnisse dieser Studie stimmen mit den eigenen Analyseergebnissen überein. Es zeigt sich auch, dass es notwendig ist die Niederschlagsdaten für mehrere Messstationen zu analysieren, um zu aussagekräftigeren Ergebnissen zu gelangen. Die eher positiven Trends in Valencia bzw. negativen Trends in Alicante können beispielsweise nicht für umliegende Orte übertragen werden, da lokale Unterschiede auftreten. Abgesehen davon werden von Studie zu Studie unterschiedliche Zeitspannen untersucht und verschiedene Schwellenwerte für Starkregenereignisse definiert. So zeigten MACHADO et al. (2011) für Murcia eine Zunahme der Ereignisse über 90 mm, während VALDES-ABELLAN et al. (2017) für denselben Ort eine Abnahme der Ereignisse über 40 mm feststellten. Dies macht eine allgemeine Aussage über die Veränderung von Extremniederschlagsereignissen für Südostspanien schwierig.

In Norditalien sind die Trends etwas einheitlicher. Nach ALPERT et al. (2002) haben Starkniederschläge (> 64 mm/Tag) und extreme Starkniederschläge (> 128 mm/Tag) in Italien allgemein zugenommen. Der Anteil dieser Niederschlagsereignisse an der jährlichen Gesamtniederschlagssumme stieg von 23% in den 1950er Jahren auf 31% in den 1990er Jahren. Leichte bis mäßige Niederschläge (4-32 mm/Tag) verringerten sich hingegen. (vgl. ALPERT et al. 2002: 31/3)

Auch BRUNETTI et al. (2001) sowie BRUNETTI et al. (2004) konnten für das nordöstliche Italien bzw. für ganz Italien einen positiven Trend bei der Anzahl und Intensität von Starkregenereignissen feststellen (vgl. BRUNETTI et al. 2001: 866-869; BRUNETTI et al. 2004: 144-148). Dies sei auf die Veränderung der atmosphärischen Zirkulation, d.h. auf eine Zunahme von subtropischen Antizyklonen über dem westlichen Mittelmeer zurückzuführen (vgl. BRUNETTI et al. 2004: 144-148). In Nordmittelitalien zeigt sich nach BRATH et al. (2001) eine steigende Tendenz von Extremniederschlägen von 1940 bis 1990 (vgl. BRATH et al. 2001: 707f.).

Außerdem stellten VALLEBONA et al. (2015) eine Zunahme der Niederschlagserosivität in der Toskana seit 1989 fest. Grund dafür seien häufigere und intensivere Starkniederschlagsereignisse im Winter. Im Sommer konnte allerdings kein Trend festgemacht werden. Die Regenerosivität im Binnenland der Toskana sei vor allem im Herbst – jene Jahreszeit, in der der Boden besonders erosionsanfällig ist – angestiegen. (vgl. VALLEBONA et

al. 2015: 143-148) PIERI et al. (2017) wiederum zeigten, dass die Anzahl extremer Niederschlagsereignisse ($> 20,2$ mm) im nördlichen Apennin von 1986 bis 2015 insbesondere im Frühling und Winter signifikant zunahm (vgl. PIERI et al. 2017: 1080).

Die Studien untermauern den leicht positiven Trend der Häufigkeit und Intensität von Starkniederschlagsereignissen in Norditalien, der sich in der eigenen Analyse festmachen ließ.

Allgemein lässt sich sagen, dass im Mittelmeerraum kein einheitlicher Trend der Starkniederschläge feststellbar ist, da die geographische Lage und das Mikroklima starken Einfluss auf die Veränderung von extremen Niederschlagsereignissen nehmen. Aus diesem Grund sind auch die Studienergebnisse über Niederschlagstrends inhomogen. (vgl. PIERI et al. 2017: 1076) So können die Trends von Region zu Region divergieren. Während sich gezeigt hat, dass es im südöstlichen Spanien keine eindeutigen Tendenzen gibt, scheinen Extremniederschläge in Norditalien zugenommen zu haben. Im östlichen Mittelmeerbekken wiederum haben MATHBOUT et al. (2017) von 1961 bis 2001 einen statistisch signifikanten abnehmenden Trend extremer Niederschlagsereignisse festgestellt (vgl. MATHBOUT et al. 2017: 3879).

Betrachtet man die Veränderungen der jährlichen Gesamtniederschlagsmenge, so sind die Studienergebnisse etwas einheitlich. Der allgemeine Trend für den Mittelmeerraum ist negativ, was bedeutet, dass die jährliche Niederschlagsmenge tendenziell abgenommen hat und Dürreperioden häufiger und intensiver wurden (vgl. JACOBET et al. 2011: 318; VOGT et al. 2018: 221-124). Allerdings gibt es auch hier wieder regionale Unterschiede, wie JACOBET et al. (2011) aufzeigten.

7.4.2 Zukünftige Änderungen des Klimas und des Bodenerosionsrisikos

Es ist bekannt, dass der globale Klimawandel zu einer Erwärmung der Erdatmosphäre und somit zu höheren Temperaturen führt. Dies wurde in zahlreichen Studien belegt, wenngleich die Erwärmung in manchen Erdteilen stärker ist und schneller voranschreitet als in anderen. (vgl. CHRISTENSEN et al. 2007: 865) Auch der Mittelmeerraum ist vom Klimawandel betroffen und gilt sogar als eine der Regionen, in denen man weltweit mit den stärksten Veränderungen rechnen muss (vgl. IPCC 2018: 259). So bezeichnet GIORGI

(2006) den Mittelmeerraum als Hotspot des Klimawandels (vgl. GIORGI 2006: 2). Während der Trend der Temperaturentwicklung als relativ sicher scheint, unterliegen Niederschlagsänderungen großen Unsicherheiten (vgl. CHRISTENSEN et al. 2007: 877). Darüber hinaus muss mit regional sehr starken Unterschieden gerechnet werden (vgl. CHRISTENSEN et al. 2007: 865).

Was die Entwicklung des jährlichen Gesamtniederschlags betrifft, so deuten die meisten Modellberechnungen auf einen abnehmenden Trend hin. CHRISTENSEN et al. (2007) gehen von einer Reduktion der mittleren Jahresniederschlagsmenge um 4 bis 27% von 2080 bis 2099 aus (vgl. CHRISTENSEN et al. 2007: 874f.). Nach GIORGI (2006) wird für den gleichen Zeitraum ein Niederschlagsrückgang von etwa 10% im Winter und von ca. 22% im Sommer simuliert (vgl. GIORGI 2006: 3). Vor allem der mediterrane Sommer soll trockner werden (vgl. RAJCZAK & SCHÄR 2017: 10784; SCRIPCĂ et al. 2016: 145f.). Demnach zeigen die Klimamodelle eine starke Zunahme von Dürren (vgl. CHRISTENSEN et al. 2007: 872; IPCC 2018: 196-200; VOGT et al. 2018: 123). Nichtsdestotrotz, PLANTON et al. (2012) weisen darauf hin, dass eine allgemeine Niederschlagsreduktion im mediterranen Raum bis Ende des 21. Jahrhunderts zwar sehr wahrscheinlich ist, jedoch nicht gesagt werden kann, wie stark die Abnahme sein wird und welche räumlichen Unterschiede auftreten (vgl. PLANTON et al. 2012: 456).

GIORGI & LIONELLO (2008) analysierten 17 globale Klimawandelsimulationen für den Zeitraum 2071 bis 2100. In allen Szenarien zeigte sich, dass für den Mittelmeerraum mit einer massiven Temperatursteigerung gerechnet werden muss. Die Niederschlagsmenge soll sich reduzieren. Allerdings sind regionale Unterschiede deutlich. Szenario A1B zeigt, dass sich die Niederschlagsmenge in den Sommermonaten Juni, Juli und August um 25 bis 30% verringern könnte, in manchen Regionen sogar um mehr als 50%. Im Herbst und Frühjahr variieren die Niederschlagsminderungen zwischen 10 und 40%. Für die Wintermonate Dezember, Jänner und Februar wird im südlichen Mittelmeerraum eine Reduktion der Niederschlagsmenge von ca. 40% simuliert, während sich für den nördlichen Mittelmeerraum keine Änderungen zeigen bzw. die Regionen im Norden tendenziell etwas feuchter werden könnten. Die beiden anderen Szenarien A2 und B1 stellen ähnliche Ergebnisse dar, allerdings sind die Abweichungen in Szenario A2 stärker und in Szenario B1 schwächer. (vgl. GIORGI & LIONELLO 2008: 93-97; PLANTON et al. 2012: 454ff.) Für den Südosten Spaniens zeigt sich im Szenario A1B, dass die Region zu allen Jahreszeiten tro-

ckener wird. Für Norditalien wird im Sommer eine Niederschlagsabnahme simuliert. Auch im Frühling und Herbst zeichnet sich eine leicht negative Tendenz ab, während im Winter eine leichte Zunahme des Niederschlags möglich ist. (vgl. GIORGI & LIONELLO 2008: 94; PLANTON et al. 2012: 456) Die Modellsimulationen für Italien von COPPOLA & GIORGI (2010) sind ähnlich. Die Niederschlagsmenge könnte sich in ganz Italien im Sommer um bis zu 40% verringern. Für den Winter zeigen die Modelle unterschiedliche Ergebnisse. Während der Süden Italiens auch im Winter trockener wird, soll die Niederschlagsmenge im Norden um bis zu 30% zunehmen. (vgl. COPPOLA & GIORGI 2010: 19) Auch DUBROVSKÝ et al. (2013) rechnen mit einer Zunahme der jährlichen Niederschlagssummen in den Wintermonaten im Norden der Mediterraneis, sprich in Südfrankreich und Norditalien (vgl. DUBROVSKÝ et al. 2013: 1915).

Nach HERTIG & JACOBET (2008) könnte der Nordwesten der Mediterraneis vor allem im Winter feuchter werden. Gerade im Dezember und Jänner wird unter anderen Regionen auch im Südosten Spaniens eine Zunahme des Niederschlags simuliert, da mit einem stärkerem zyklonalen Einfluss im westlichen Mittelmeerraum in den Wintermonaten gerechnet wird. (vgl. HERTIG & JACOBET 2008: 1039, 1043)

Während die jährliche Gesamtniederschlagsmenge im Mittelmeerraum, abgesehen vom Norden, tendenziell abnehmen soll, werden für Starkniederschläge keine einheitlichen Entwicklungen simuliert. Intensive Starkniederschlagsereignisse könnten entweder durch erhöhte Verdunstung häufiger oder durch eine generelle Abnahme der Niederschlagstage seltener werden (vgl. CHRISTENSEN et al. 2007: 877).

TRAMBLAY & SOMOT (2018) modellierten die zukünftige Entwicklung von Extremniederschlägen im Mittelmeerraum. Ihre Ergebnisse weisen kontrastierende Trends auf. Während für den nördlichen Mittelmeerraum eine signifikante Zunahme der Starkniederschläge prognostiziert wird, zeigen die Modellergebnisse für den südlichen Mittelmeerraum, insbesondere für die Küste Nordafrikas, einen abnehmenden Trend der Starkniederschläge (sh. Abb. 36), wobei dies mit einer größeren Unsicherheit behaftet ist. Je nach Klimawandelzenario betragen die Veränderungen bis zu $\pm 20\%$. Folgt man diesen Modellberechnungen, so ist im Norden Italiens mit einer Zunahme der Extremniederschläge zu rechnen. In Südostspanien sollen Extremniederschläge aber seltener werden. (vgl. TRAMBLAY & SOMOT 2018: 294-297)

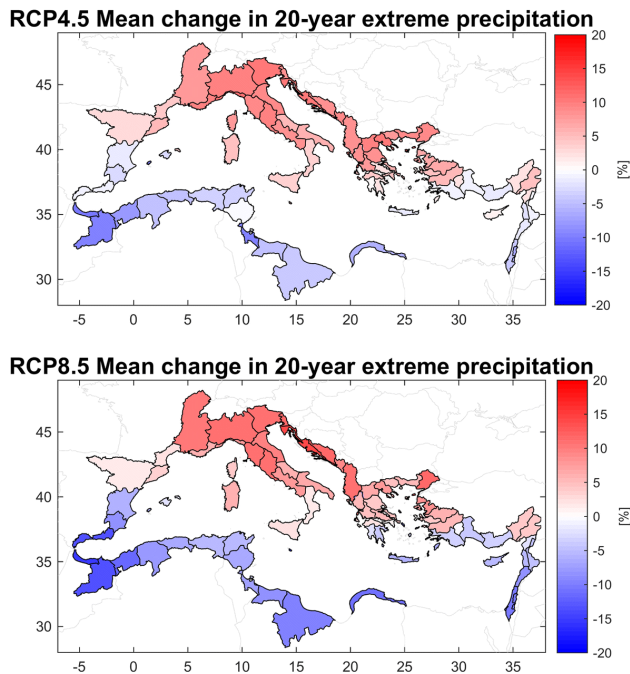


Abb. 36 – Relative Änderung der Auftretswahrscheinlichkeit extremer Niederschläge im Mittelmeerraum bis 2100 zweier Klimawandelszenarien (Quelle: TRAMBLAY & SOMOT 2018: 297)

Ganz ähnlich sind die Simulationen von DROBINSKI et al. (2018), die aus ihren Studienergebnissen schließen, dass Extremniederschläge aufgrund von steigenden Temperaturen und erhöhter Verdunstung gegen Ende des 21. Jahrhunderts intensiver werden. In sehr trockenen Regionen der Mediterraneis wird aber ein Temperaturanstieg zu keiner bedeutenden Verdunstung führen, da ohnehin wenig Feuchtigkeit vorhanden ist und Extremniederschläge würden demnach auch nicht intensiver werden. (vgl. DROBINSKI et al. 2018: 1252) Dies würde für den humiden Norden Italiens eine Zunahme der Intensität und für den semiariden Südosten Spaniens eine Abnahme der Intensität der Extremniederschläge bedeuten.

Auch RODRIGUEZ-LLOVERAS et al. (2016) prognostizieren für Südostspanien, dass gemäßigte Niederschlagsereignisse ($> 40 - < 60$ mm), Starkniederschlagsereignisse ($> 60 - < 90$ mm) und extreme Starkniederschlagsereignisse (> 100 mm) in Zukunft seltener werden, weshalb auch die Bodenerosion abnehmen soll (vgl. RODRIGUEZ-LLOVERAS et al. 2016: 249f.).

Etwas differenzierter sind die Modellberechnungen von GAO et al. (2006). Im südöstlichen Spanien zeigt sich ein negativer Trend der Starkregenereignisse im Frühling, Sommer und Winter. Im Herbst könnten Extremniederschläge aber häufiger auftreten. Für Norditalien

wird im Frühling, Herbst und Winter ein positiver Trend simuliert. Für den Sommer ist die Prognose unsicher. (vgl. GAO et al. 2006: 2f.)

Simulationen von RAJCZAK & SCHÄR (2017) wiederum zeigen für den Zeitraum 2070 bis 2099 für ganz Europa, d.h. auch für Südostspanien, häufigere und intensivere Starkniederschlagsereignisse vor allem im Winterhalbjahr, wobei die nördlichen Regionen stärker betroffen sind. Die Prognose für den Sommer sei aber unsicher. Auf der Iberischen Halbinsel könnte die Intensität der Starkniederschläge im Sommer leicht abnehmen (sh. Abb. 37). (vgl. RAJCZAK & SCHÄR 2017: 10784-10788)

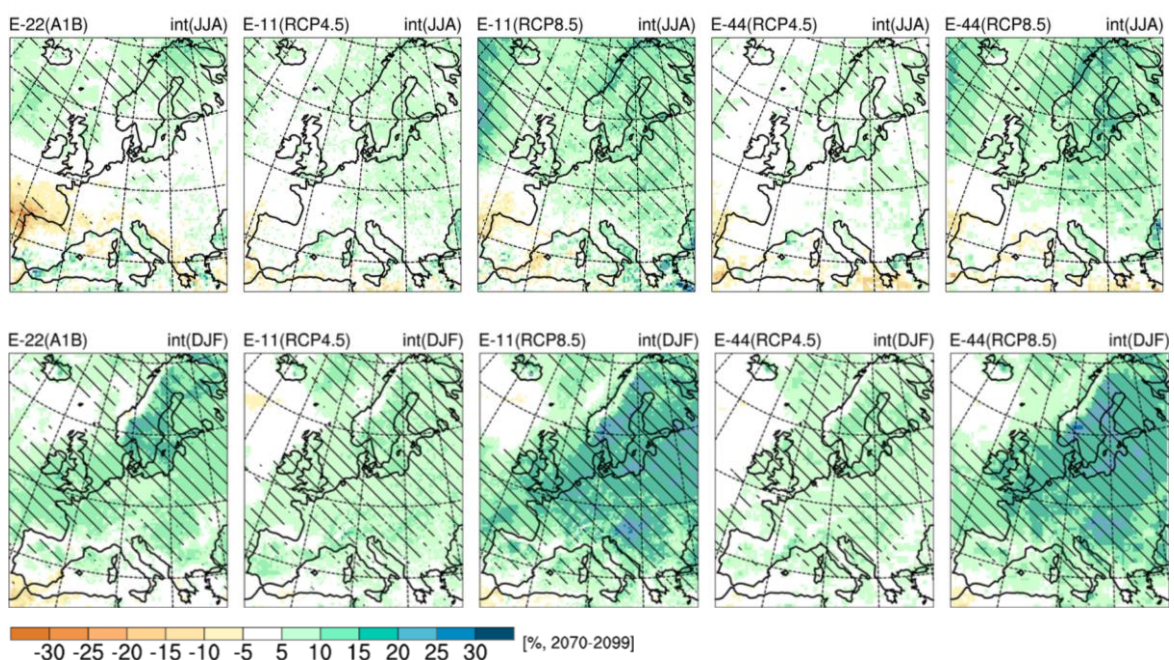


Abb. 37 – Änderung der Intensität der Niederschläge in den Sommer- (oben) und Wintermonaten (unten) in Europa 2070 bis 2099 im Vergleich zu 1981 bis 2010 nach verschiedenen Klimawandelszenarien (Quelle: RAJCZAK & SCHÄR 2017: 10787f.)

Fasst man die Erkenntnisse der Studien über die Klimaentwicklung im Mittelmeerraum zusammen, so lassen sich folgende, verallgemeinernde Schlüsse ziehen: Einerseits liefern die aktuellen Forschungen heterogene Ergebnisse und es lässt sich kein Gesamttrend für den Mittelmeerraum identifizieren. Andererseits kann festgehalten werden, dass im Mittelmeerraum wahrscheinlich mit einer Zunahme von Extremen zu rechnen ist. Trockenperioden werden vermutlich länger und Dürren intensiver. (vgl. RACLOT et al. 2018: 792) Dies kann auf die Verschiebung der Trockengürtel in Richtung der Pole zurückgeführt

werden (vgl. PFAHL et al. 2017: 426). Gleichzeitig erhöht sich die Auftrittswahrscheinlichkeit und Intensität von Starkniederschlagsereignissen (vgl. RACLOT et al. 2018: 792). Letzteres trifft zumindest auf den nördlichen Mittelmeerraum zu, während in den südlichen Regionen eine Abnahme wahrscheinlich ist.

Welche Auswirkungen könnten nun die prognostizierten Klimaänderungen auf die Bodenerosion im Mittelmeerraum haben? Da bewiesen ist, dass Starkregenereignisse die Auslöser für massive Bodenerosionsprozesse sind (vgl. SEUFFERT 1998: 156), kann davon ausgegangen werden, dass auch Bodenverluste in jenen Regionen, in denen intensive Regenereignisse häufiger und intensiver werden, zunehmen. Schon eine geringe Erhöhung der Niederschlagsintensität oder Niederschlagsmenge kann zu einem drastischen Anstieg der Bodenerosionsraten führen. Wenn der Boden zuvor durch Dürren ausgetrocknet wurde, kann das Regenwasser nicht aufgenommen werden und Abfluss und Bodenabtrag sind besonders hoch. (vgl. NEARING et al. 2005: 145f.) So ist vor dem Hintergrund der Modellsimulationen anzunehmen, dass sich das Erosionsrisiko in Südostspanien vermutlich reduzieren wird, während das Risiko im Norden Italiens, durch den prognostizierten Anstieg der Extremniederschläge, wahrscheinlich zunehmen wird. Leider konnten keine Studien gefunden werden, die das zukünftige Erosionsrisiko speziell für die beiden Regionen untersuchten.

Nichtsdestotrotz existieren Studien anderer Regionen des Mittelmeerraumes. Die Ergebnisse der Veränderung des Erosionsrisikos sind aber unterschiedlich. KOURGIALAS et al. (2016) zum Beispiel haben für ein Gebiet mit Olivenhainen und Zitrusplantagen auf Kreta mit dem Klimawandelszenario B1 eine signifikante Zunahme des Bodenverlustes um rund 32% für das Jahr 2030 berechnet. Bis zum Jahr 2050 soll die Erosion sogar um rund 51% zunehmen. Im Klimawandelszenario A2 würde die Bodenerosion bis 2030 zwar um 2% abnehmen, aber bis zum Jahr 2050 um etwa 7% steigen. (vgl. KOURGIALAS et al. 2016: 77f.) Auch CILEK et al. (2015) modellierten für ein Gebiet in der Türkei eine verstärkte Bodenerosion aufgrund der Zunahme von Starkregenereignissen (vgl. CILEK et al. 2015: 362f.). STEFANIDIS & STATHIS (2018) hingegen zeigten in ihrer Studie in einer zentralgriechischen Region, dass sich der Gesamtniederschlag um 21,2% und das Bodenerosionspotential um 4,9% bis zum Ende des 21. Jahrhunderts verringern könnten (vgl. STEFANIDIS & STATHIS 2018: 1469). Nach Modellprognosen von YANG et al. (2003)

könnte sich die Bodenerosion im gesamten Mittelmeerraum bis 2090 (im Vergleich zu 1980) durch Klima- und Landnutzungsänderungen reduzieren (vgl. YANG et al. 2003: 2926ff.).

LAGACHERIE et al. (2018) legen dar, dass die meisten Modelle für die Zukunft ein ‚aggressiveres‘ Klima mit einem höherem Potential Erosionsprozesse auszulösen, vorhersagen (vgl. LAGACHERIE et al. 2018: 666). Einerseits führen zunehmende Dürreperioden zu einer geringeren Vegetationsbedeckung und andererseits erhöhen intensivere Niederschlagsereignisse die Bodenerosion (vgl. LAGACHERIE et al. 2018: 667). Dass derartige Klimaveränderungen aber nicht zwangsläufig zu höheren Erosionsraten führen müssen haben NUNES et al. (2013) gezeigt. Sie modellierten für Portugal einen signifikanten abnehmenden Niederschlagstrend (-20 bis -30%) und erhöhte Evapotranspiration für den Zeitraum 2071 bis 2100. Die Trockenzeit soll sich verlängern und Niederschlagsereignisse sollen geringfügig intensiver werden (+4%). Hinsichtlich der Veränderung der Bodenerosion zeigen sich unterschiedliche Modellergebnisse. So kann der Klimawandel positive wie negative Auswirkung auf die Bodenerosion haben. Was die Weinberge in den untersuchten Regionen betrifft, so sollen sich die Erosionsraten aufgrund einer Zunahme der Vegetationsbedeckung verringern. (vgl. NUNES et al. 2013: 31-34)

Ob der Klimawandel im Mittelmeerraum zu einer erhöhten oder verringerten Bodenerosion führen wird, lässt sich sehr schwer sagen, zumal die Erosion nicht nur von den klimatischen Bedingungen abhängt, sondern eine Vielzahl von Faktoren eine entscheidende Rolle spielen. Es ist schwierig abzuschätzen, welche Parameter durch einen Anstieg der Temperatur, einen abnehmenden Niederschlagstrend und möglicherweise durch intensivere Niederschlagsereignisse verändert werden. PAROISSIEN et al. (2015) zum Beispiel geben zu bedenken, dass Landnutzungsänderungen einen größeren Einfluss auf das zukünftige Bodenerosionsrisiko haben könnten als Niederschlagsänderungen (vgl. PAROISSIEN et al. 2015: 63). So muss in Prognosen berücksichtigt werden, wie sich Landnutzungspraktiken oder die Vegetationsbedeckung durch den Klimawandel verändern. (vgl. NUNES et al. 2009: 1212f.; RACLOT et al. 2018: 792) Sind gewisse Landnutzungen in einem sich ändernden Klima noch möglich, werden Bewirtschaftungspraktiken bodenschonender und nachhaltiger oder kommt es zu weiteren Intensivierungen? Verlängert sich die Vegetationsperiode durch ein höheres Temperaturniveau oder verkürzt sie sich aufgrund niedrigerer Gesamtniederschlagsmengen? Diese Fragen sind von entscheidender Bedeutung für

zukünftige physikalische Bodenerosionsprozesse in mediterranen Weinbergen und Olivenhainen, können aber zum heutigen Standpunkt nur durch Modellprognosen abgeschätzt werden und sind mit großer Unsicherheit behaftet.

8 Zusammenfassung

Um die zentralen Ergebnisse dieser Arbeit zusammenzufassen werden die Forschungsfragen dargelegt sowie die Hypothesen verifiziert bzw. falsifiziert.

Forschungsfrage 1: Welche Rolle spielen Vegetationsbedeckung und Bodenbearbeitung bei Bodenerosionsprozessen?

Die Vegetationsbedeckung hat eine äußerst wichtige Funktion, um den Boden vor Erosion zu schützen. In der Regel sind die Erosionsraten umso niedriger je dichter die Vegetationsbedeckung ist. Abgesehen davon führt die Bearbeitung des Bodens, d.h. tiefes Pflügen, zur Reduzierung oder Vernichtung der Vegetation und ist somit für hohe Bodenverluste verantwortlich, auch wenn die Bearbeitung die Erosion, durch Erhöhung der Oberflächenrauheit, kurzfristig senken kann. Darüber hinaus führt die Verwendung von Herbiziden zu kahlen Böden, die anfällig für Erosion sind. Solche intensiven Bewirtschaftungspraktiken, die kahle Böden fördern, sind in mediterranen Weinbergen und Olivenhainen üblich und erhöhen das Risiko für massive Bodenverluste. (vgl. z.B. BIDDOCU et al. 2017: 56f.; BOMBINO et al. 2019: 240; CAPELLO et al. 2019: 2118; NOVARA et al. 2011: 140; RODRIGO-COMINO et al. 2018c) So konnte gezeigt werden, dass Weinberge mit $15,12 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ die mit Abstand höchsten mittleren jährlichen Erosionsraten unter den Vegetationsbedeckungen/Kulturpflanzen aufweisen. Auch der Median ist mit $7,14 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ der höchste. In Olivenhainen sind die mittleren Raten mit $8,88 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ (Median: $2,74 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$) die zweithöchsten, gefolgt von Obstgehölzen mit $8,19 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ (Median: $3,37 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$). Dass die Werte von Oliven und Obstgehölzen kaum voneinander abweichen, ist wenig überraschend, da die Kulturweise ähnlich ist. Die Mediane der Erosionsraten dieser Kulturpflanzen liegen deutlich unter den Mittelwerten. Dies verdeutlicht, dass zum Teil sehr hohe Bodenverluste auftreten, d.h. Ausreißer häufig sind. Es zeigte sich auch, dass zwar der Mittelwert der Erosionsraten auf Flächen mit kahlem Boden mit $7,53 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ unter jenen von Oliven und Obstgehölzen liegt, der Medianwert mit $4,98 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ aber höher ist. Dies ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass auf kahlen Böden sehr niedrige Erosionsraten kaum auftreten und somit Ausreißer seltener sind, während bei Oli-

venhainen und Obstgehölzen mit einer dichteren Vegetationsbedeckung zwischen den Kulturpflanzen auch niedrige Werte möglich sind. Aus der Analyse ging des Weiteren hervor, dass Brachland mit $4,86 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ (Median: $2,16 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$) und Getreide mit $2,42 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ (Median: $0,93 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$) vergleichsweise relativ niedrige durchschnittliche Erosionsraten aufweisen. Die geringsten mittleren Bodenverluste werden mit $0,32 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ (Median: $0,08 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$) unter natürlicher Vegetation gemessen. Die Unterschiede der Erosionsraten zwischen Wein und Getreide sowie zwischen Wein und natürlicher Vegetation sind statistisch signifikant.

Beim Vergleich der Erosionsraten der stündlichen Messwerte konnte festgestellt werden, dass Obstgehölze mit $3,19 \text{ t ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (Median: $1,65 \text{ t ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$) die höchsten mittleren Bodenverluste aufweist, gefolgt von jenen in Weinbergen mit $1,63 \text{ t ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (Median: $0,67 \text{ t ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$) und auf Flächen mit kahlem Boden mit $0,33 \text{ t ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (Median: $0,15 \text{ t ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$). Die durchschnittlichen Erosionsraten auf Flächen mit natürlicher Vegetation liegen bei $0,14 \text{ t ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (Median: $0,03 \text{ t ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$) und sind somit mit großem Abstand die niedrigsten unter den Vegetationsbedeckungen/Kulturpflanzen. Für Olivenhaine sowie für Getreide und Brachland waren nicht genügend Messwerte vorhanden, um aussagekräftige Ergebnisse zu erhalten. Der Unterschied der Erosionsraten zwischen Wein und natürlicher Vegetation war wiederum signifikant.

Aus der Analyse lässt sich schließen, dass die Bodenverlustraten insbesondere in Weinbergen, Olivenhainen, Obstgehölzen und auf kahlen Böden sehr hoch sind. Während sich die mittlere jährliche Erosionsrate in Weinbergen als die höchste herausstellte, war der Mittelwert der stündlichen Messwerte bei Obstgehölzen am höchsten. Aber auch Olivenhaine und kahler Boden zeigten massive Sedimentverluste. Hypothese 1 (,Die Bodenerosionsraten sind in mediterranen Weinbergen und Olivenhainen durch die geringe Vegetationsbedeckung und intensive Bodenbearbeitung im Vergleich zu anderen Vegetationsbedeckungen/Kulturpflanzen besonders hoch.‘) kann somit bestätigt werden, wobei allgemein zu sagen ist, dass sämtliche Flächen, die kahle Böden aufweisen, besonders von Erosionsprozessen durch Wasser betroffen sind und extreme Bodenverluste möglich sind. Abgesehen davon können in Weinbergen und Olivenhainen, die eine dichte Vegetationsbedeckung in den Zwischenreihen aufweisen, auch sehr niedrige Raten auftreten. Die Schwankungsbreiten sind dementsprechend sehr groß.

Forschungsfrage 2: Welche Unterschiede gibt es im Vergleich der Erosionsraten in Weinbergen semiarider und humider Gebiete Europas?

Der Mittelmeerraum steht seit langer Zeit im Fokus von Bodenerosionsuntersuchungen und gilt als besonders gefährdet. Obwohl die Regenerosivität in semiariden Regionen höher ist als in humiden Gebieten (vgl. Europäische Kommission 2020: 11f.) und häufig postuliert wird, dass die Erosionsarten im mediterranen Raum die höchsten seien (vgl. GARCÍA-RUIZ et al. 2013: 21; PANAGOS et al. 2015: 441), stellten sich beim Vergleich der Bodenverlustraten in Weinbergen semiarider Regionen mit sommerlicher Trockenzeit und humiden Gebieten, in denen Niederschläge das ganze Jahr über auftreten, keine wesentlichen Unterschiede heraus. So sind die durchschnittlichen Raten in Weinbergen semiarider Regionen mit $15,98 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ (Median: $8,83 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$) ähnlich jenen in Weinbergen humider Gebiete mit $16,23 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ (Median: $8,99 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$).

Andere Studien zeigten, dass die Erosionsraten in Weinbergen humider Regionen bzw. der gemäßigten Zone, sprich Mitteleuropa, tendenziell höher sind als jene in semiariden Regionen bzw. der mediterranen Zone. Es deutet Vieles darauf hin, dass klimatische Bedingungen weniger bedeutend sind als der Faktor Boden (vgl. SEUFFERT 1998: 154). So wurde festgestellt, dass Wein in der gemäßigten Zone eher auf erosionsanfälligeren Böden, wie Löss, kultiviert wird. Darüber hinaus liegen Studien vor, die darlegen, dass der Steinanteil mediterraner Weinbergböden oft höher ist als jener der Böden gemäßigter Breiten. Ein hoher Steinanteil sorgt für eine erhöhte Infiltration des Regenwassers und führt somit zu niedrigeren Erosionsraten. (vgl. CERDAN et al. 2006: 506f.; CERDAN et al. 2010: 170-173; MAETENS et al. 2012: 636)

Stellt man die eigenen Ergebnisse in den Kontext der wissenschaftlichen Erkenntnisse, so kann Hypothese 2 (,Die Bodenerosionsraten sind in Weinbergen semiarider Gebiete höher als in humiden Regionen.‘) falsifiziert werden.

Forschungsfrage 3: Wie kann die Bodenerosion in Weinbergen und Olivenhainen effektiv reduziert werden?

Die Managementstrategien zur Verringerung der Erosionsraten in Weinbergen und Olivenhainen sind vielfältig. Als besonders effektiv im Bodenschutz haben sich alle Maß-

nahmen herausgestellt, die zu einer dichteren Bodenbedeckung führen. Die Verwendung von Deckfrüchten und Mulch zeigten dabei vielversprechende Ergebnisse. In der eigenen Analyse lagen die mittleren Erosionsraten auf Flächen ohne Deckfrüchte und Bodenbearbeitung bei $18,84 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ (Median: $7,14 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$) bzw. bei $2,47 \text{ t ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (Median: $1,48 \text{ t ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$), während Flächen mit Deckfrüchten Mittelwerte von $5,59 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ (Median: $1,27 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$) bzw. $0,32 \text{ t ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (Median: $0,19 \text{ t ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$) aufwiesen. Ergo, die Vegetationsbedeckung zwischen den Kulturpflanzen reduziert die Bodenerosion drastisch. Der Unterschied der mittleren Erosionsraten zwischen Flächen ohne Deckfrüchte und Flächen mit Deckfrüchten ist statistisch signifikant. Auch bei der Verwendung von Mulch zeigten sich positive Effekte mit durchschnittlichen Raten von $7,23 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ (Median: $2,29 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$) bzw. $0,48 \text{ t ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (Median: $0,52 \text{ t ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$), wobei die geringe Datengrundlage die Aussagekraft dezimiert.

Die Wirksamkeit einer erhöhten Bodenbedeckung durch Deckfrüchte oder Mulch ist auf das Abfangen der Regentropfenenergie, die Verringerung der Schüttdichte sowie auf die Erhöhung der Oberflächenrauheit und Infiltrationskapazität zurückzuführen. Darüber hinaus bietet die Bedeckung des Bodens Widerstand gegen abfließendes Wasser, wodurch die Bodenerosion reduziert wird. (vgl. z.B. BOMBINO et al. 2019: 240; CERDÀ et al. 2017a: 170; DURÁN ZUAZO et al. 2009: 457; GÓMEZ et al. 2011: 509; KEESSTRA et al. 2016: 360-363; RODRIGO-COMINO et al. 2019a: 1882)

Hypothese 3 (‘Eine dichte Bodenbedeckung und eine reduzierte Bodenbearbeitung sind effektive Maßnahmen, um der Erosion in Weinbergen und Olivenhainen entgegenzuwirken.’) kann durch diese Ergebnisse verifiziert werden.

Forschungsfrage 4: Nehmen erosive Prozesse in semiariden und humiden Gebieten Europas durch klimatische Veränderungen zu?

Die Analyse der Veränderung der Anzahl von Starkregenereignissen an jeweils drei Orten im südöstlichen Spanien und nördlichen Italien lieferte unterschiedliche Ergebnisse. Allgemein kann gesagt werden, dass die Veränderungen in den betrachteten Zeiträumen minimal waren. In Südostspanien (Valencia, Alicante, Albacete Los Llanos) konnte keine Tendenz festgestellt werden; anders die Ergebnisse in Norditalien: Mit Ausnahme der extremen Starkniederschläge in Bologna zeigten sich an allen drei Orten (Mailand, Bologna,

Mantua) von 1900 bis 2007 positive Trends bei der Anzahl der Tage mit Starkniederschlägen ($\geq 30 - < 60$ mm), heftigen Starkniederschlägen ($\geq 60 - < 100$ mm) und extremen Starkniederschlägen (≥ 100 mm). Tage mit Starkniederschlägen ($\geq 30 - < 60$ mm) sind in Bologna und Mantua sogar signifikant häufiger geworden.

Die wissenschaftliche Literatur bestätigt zum Teil die eigenen Ergebnisse. In Südostspanien sind die Trends weitgehend inhomogen, während die Starkregenereignisse in Norditalien tendenziell zugenommen haben. Die zukünftige Entwicklung des Klimas im Mittelmeerraum ist schwer abzuschätzen. Die Mehrheit der Modelle prognostiziert für den gesamten Mittelmeerraum einen abnehmenden Trend der jährlichen Niederschlagsmenge und häufigere und intensivere Dürren (vgl. z.B. CHRISTENSEN et al. 2007: 874f.; RACLOT et al. 2018: 792), wobei die nördlichen Regionen im Winter etwas feuchter werden könnten (vgl. GIORGI & LIONELLO 2008: 93-97; PLANTON et al. 2012: 454ff.). Extremniederschläge werden in der südlichen Mediterraneis vermutlich seltener; für den Norden des Mittelmeerraumes wird ein positiver Trend in der Häufigkeit und Intensität von Starkniederschlägen modelliert (vgl. z.B. TRAMBLAY & SOMOT 2018: 294-297). Insgesamt werden Extreme wahrscheinlich zunehmen (vgl. z.B. RACLOT et al. 2018: 792).

So heterogen die Klimaänderungen im Mittelmeerraum sind, so unterschiedlich sind auch die Prognosen der Bodenerosion. Geht man von den modellierten Veränderungen der Starkniederschlagsereignisse aus, ist anzunehmen, dass das Erosionsrisiko in Südostspanien abnimmt, während das Risiko im Norden Italiens zunimmt. So kann Hypothese 4 (,Klimatische Veränderungen führen sowohl in Südostspanien als auch in Norditalien zu häufigeren und intensiveren Starkregenereignissen, wodurch sich das Bodenerosionsrisiko auf landwirtschaftlichen Flächen erhöht.‘) teilweise bestätigt werden, wobei spezifische Studien zum zukünftigen Erosionsrisiko der beiden Regionen nicht vorlagen und die Klimavorhersagen generell unsicher sind. Weiters ist zu beachten, dass neben Starkniederschlägen auch andere Faktoren, wie Vegetationsbedeckung und Bewirtschaftungspraktiken, die Änderung des Bodenerosionsrisikos beeinflussen (vgl. NUNES et al. 2009: 1212f.; RACLOT et al. 2018: 792).

Die Analyse bestätigte das Problem der Bodenerosion durch Wasser in mediterranen Weinbergen und Olivenhainen und zeigte, dass die Erosionsraten weder nachhaltig noch tolerierbar sind. Die dynamischen Veränderungen im Mittelmeerraum verlangen spezifi-

sche Anpassungen und Bodenschutzstrategien. Die folgende Grafik stellt die aktuellen und zukünftigen Herausforderungen der Bodenerosion in mediterranen Weinbergen und Olivenhainen sowie bodenschützende Managementstrategien zusammenfassend dar.

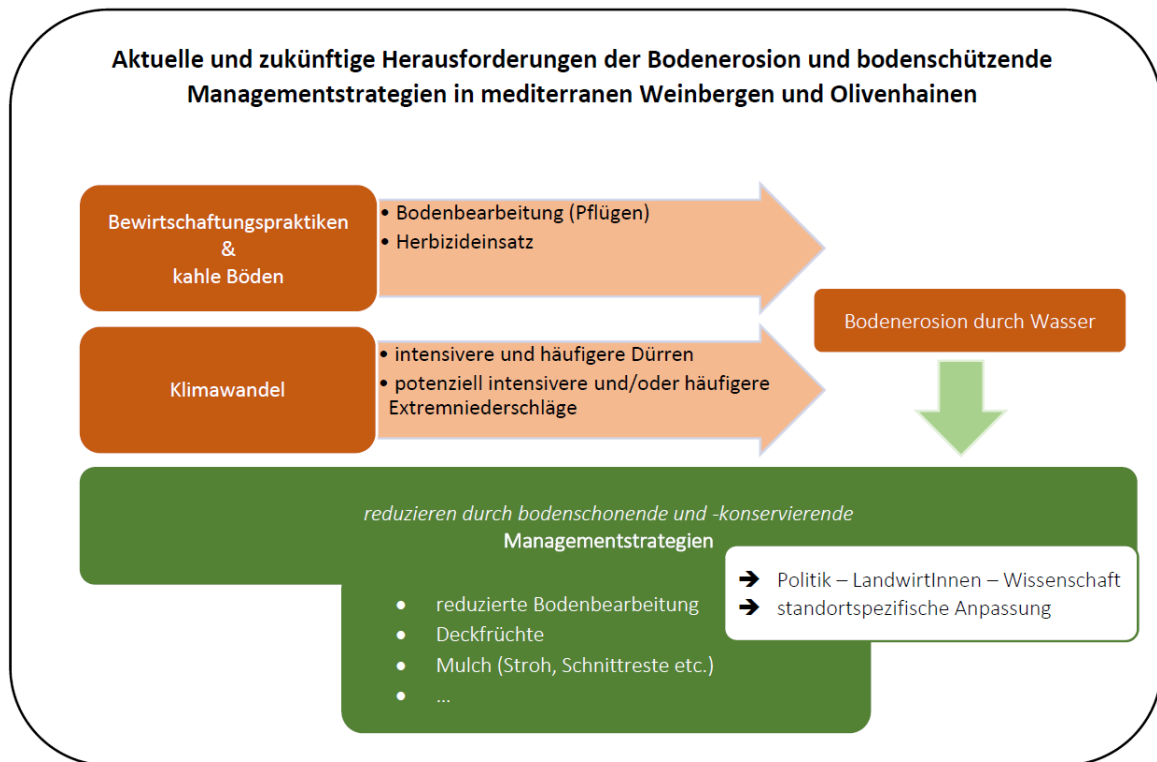


Abb. 38 – Aktuelle und zukünftige Herausforderungen der Bodenerosion und bodenschützende Managementstrategien in mediterranen Weinbergen und Olivenhainen (eigene Darstellung)

Intensive Bodenbearbeitung und/oder die Vernichtung der Zwischenvegetation durch Herbizide führen in Weinbergen und Olivenhainen zu kahlen Böden, die besonders anfällig für Wassererosion sind. Darüber hinaus ist in Zukunft im gesamten Mittelmeerraum mit intensiveren und häufigeren Dürren zu rechnen und Extremniederschläge könnten zumindest in manchen Regionen vermehrt auftreten. Vor diesem Hintergrund ist es dringend erforderlich bodenschonende und -konservierende Managementstrategien nicht nur in Weinbergen und Olivenhainen, sondern auf allen landwirtschaftlichen Flächen der Mittelmeerräume, zu etablieren, um die Sedimentverluste auf ein niedriges und tolerierbares Niveau zu bringen und die Ressource Boden für zukünftige Generationen zu erhalten. Nachhaltige Bewirtschaftungspraktiken, d.h. eine reduzierte Bodenbearbeitung, die richtige

Anwendung von Deckfrüchten oder Mulch können zu diesem Ziel beitragen und zukünftig gegen die negativen Effekte des Klimawandels wirken. Um die Umsetzung der Strategien und Maßnahmen zu forcieren scheint es notwendig neue Anstrengungen zu unternehmen. Politik, LandwirtInnen und Wissenschaft müssen in den Prozess zur Etablierung der bodenkonservierenden Strategien miteingebunden werden. Auf regionaler bzw. lokaler Ebene gilt es LandwirtInnen zu informieren und zu unterstützen sowie die Maßnahmen auf die standortspezifischen Bedingungen anzupassen.

9 Ausblick

Die Rolle, die die Vegetation beim Bodenabtrag spielt, wurde hinlänglich erforscht, sodass wenige Fragen offenbleiben. Für Weinberge und Olivenhaine gilt, wie für andere landwirtschaftliche Flächen, dass die Vegetationsdezimierung oder -vernichtung durch Bodenbearbeitung und/oder Herbizideinsatz zu kahlen Böden und erhöhten Erosionsraten führt. Dass die Bodenerosion insbesondere in Weinbergen und Olivenhainen ein großes Problem ist, steht außer Frage. Allerdings weisen FLESKENS & STROOSNIJDER (2007) sowie CERDAN et al. (2010) darauf hin, dass die Raten möglicherweise überschätzt werden, da einerseits die Werte, die in einem kleinen Gebiet gemessen wurden, oft auf größere Gebiete hochgerechnet werden und andererseits die meisten Studien in Regionen durchgeführt werden, in denen im Vorhinein schon ein Erosionsproblem vorliegt. (vgl. CERDAN et al. 2010: 168f.; FLESKENS & STROOSNIJDER 2007: 262) So sind die publizierten Erosionsraten von Weinbergen und Olivenhainen möglicherweise übertrieben und im Durchschnitt nicht so dramatisch, wie allgemein postuliert. Deshalb braucht es weitere Untersuchungen, die die Raten von Wein und Oliven in den Kontext aller Vegetationsbedeckungen bzw. Kulturpflanzen stellen. Abgesehen davon ist eine Vereinheitlichung der Messmethoden des Bodenabtrags und eine Standardisierung der räumlichen und zeitlichen Skala notwendig, um Erosionsraten zukünftig besser vergleichen zu können (vgl. GARCÍA-RUIZ et al. 2013: 32; PROSDOCIMI et al. 2016a: 16).

Die Bodenerosion in Weinbergen der mediterranen und gemäßigten Zone war Gegenstand zahlreicher Studien. Welchen Einfluss unterschiedliche Klimabedingungen auf den Bodenabtrag in Weinbergen haben wurde bisher allerdings noch wenig erforscht. Es existieren auch kaum Untersuchungen, die die Erosionsraten bestimmter Vegetationsbedeckungen/Kulturpflanzen unterschiedlicher Klimazonen vergleichen. Aus diesem Grund sind weitere Studien zu diesem Thema erforderlich.

Was Deckfrüchte betrifft, so wurde deren Wirksamkeit im Bodenschutz ausgiebig untersucht. GÓMEZ (2017) sieht die zukünftige Forschung zu Deckfrüchten in der besseren Kenntnis über die Wurzelentwicklung, die Biomasseproduktion und die Phänologie. Außerdem ist ein genaueres Wissen über die Wirksamkeit von Artenmischungen notwendig. (vgl. GÓMEZ 2017: 21-25) Weitere Fragen, die sich in diesem Zusammenhang stellen sind:

Welche Pflanzenarten, abgesehen von Gräsern, eignen sich als Deckfrüchte im Mittelmeerraum? Müssen unter bestimmten klimatischen Bedingungen spezielle Arten verwendet werden? Sind gesäte Deckfrüchte wirksamer als eine spontane Vegetationsbedeckung? Wie können Deckfrüchte etabliert werden, ohne dabei den Ernteertrag zu gefährden? Die Problematik der Wasserkonkurrenz könnte durch den Klimawandel verschärft werden und Deckfrüchte als bodenkonservierende Strategie unattraktiv machen. Aufgrund dieser Tatsache sollte Mulch im wissenschaftlichen Kontext vielleicht höhere Aufmerksamkeit zukommen als Deckfrüchten. Es sind auf jeden Fall mehr Untersuchungen über die Wirksamkeit und die Verwendung von Mulch notwendig. Zum Beispiel existieren bisher kaum Langzeitstudien zur Wirksamkeit von Mulch (vgl. CERDÀ et al. 2017a: 163). Aber auch die Auswirkungen von Mulch auf die Fruchtbarkeit und die Produktivität müssen noch genau erforscht werden (vgl. RODRIGO-COMINO et al. 2019a: 1886). Darüber hinaus könnten noch andere Materialien als Mulch getestet werden, die von LandwirtInnen vielleicht eher akzeptiert werden. Außerdem sollten weitere bodenkonservierende Managementtechniken diskutiert werden. Beispielsweise wäre eine Abdeckung durch Schotter oder Kies in den Zwischenreihen von Weinbergen und Olivenhainen anzudenken. Diese Maßnahme würde möglicherweise weniger Arbeitsaufwand mitsichbringen als Deckfrüchte, die ausgesät und gemäht werden müssen, oder Mulch, der regelmäßig erneuert werden muss. Dabei gilt es aber zuerst die Wirksamkeit einer Steinbedeckung als Bodenschutztechnik festzustellen.

Klimawandelmodelle und zukünftige Temperatur- und Niederschlagsprognosen sind in letzter Zeit häufig analysiert worden. Der Einfluss klimatischer Veränderungen auf den Bodenabtrag wurde bis dato allerdings noch relativ wenig untersucht und stellt eines der aktuellsten Forschungsschwerpunkte im Kontext der Bodenerosion dar. Die Auswirkungen des Klimawandels sind schwer zu prognostizieren, verlangen aber nach einer intensiven Auseinandersetzung, um abschätzen zu können in welchen Regionen möglicherweise mit zunehmender Bodenerosion zu rechnen ist und um passende Bodenschutzstrategien zu entwickeln.

10 Literatur

- ALPERT, P., BEN-GAI, T., BAHARAD, A., BENJAMINI, Y., YEKUTIELI, D., COLACINO, M., DIODATO, L., RAMIS, C., HOMAR, V., ROMERO, R., MICHAELIDES, S. & MANES, A. (2002): The paradoxical increase of Mediterranean extreme daily rainfall in spite of decrease in total values. – In: *Geophysical Research Letters*, 29 (11), S. 31/1-31/4.
- AMELUNG, W., BLUME, H.-P., FLEIGE, H., HORN, R., KANDELER, E., KÖGEL-KNABNER, I., KRETZSCHMAR, R., STAHR, K. & WILKE, B. M. (2018): *Scheffer/Schachtschabel: Lehrbuch der Bodenkunde*. – Berlin, Heidelberg: Springer.
- ARHONDITSIS, G., GIOURGA, C. & LOUMOU, A. (2000): Ecological Patterns and Comparative Nutrient Dynamics of Natural and Agricultural Mediterranean-Type Ecosystems. – In: *Environmental Management*, 26 (5), S. 527-537.
- ARNAEZ, J., LASANTA, T., RUIZ-FLAÑO, P. & ORTIGOSA, L. (2007): Factors affecting runoff and erosion under simulated rainfall in Mediterranean vineyards. – In: *Soil & Tillage Research*, 93 (2), S. 324-334.
- AUERSWALD, K. (1998): Bodenerosion durch Wasser. – In: RICHTER, G. (Hrsg.) (1998): *Bodenerosion: Analyse und Bilanz eines Umweltproblems*. – Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft. S. 33-42.
- AZNAR-SÁNCHEZ, J., VELASCO-MUÑOZ, J., LÓPEZ-FELICES, B. & DEL MORAL-TORRES, F. (2020): Barriers and Facilitators for Adopting Sustainable Soil Management Practices in Mediterranean Olive Groves. – In: *Agronomy*, 10 (4), S. 506.
- BAGAGIOLO, G., BIDOCCU, M., RABINO, D. & CAVALLO, E. (2018): Effects of rows arrangement, soil management, and rainfall characteristics on water and soil losses in Italian sloping vineyards. – In: *Environmental research*, 166, S. 690-704.
- BARRENA-GONZÁLEZ, J., RODRIGO-COMINO, J. & CERDÀ, A. (2020): Applying the RUSLE and ISUM in the Tierra de Barros Vineyards (Extremadura, Spain) to Estimate Soil Mobilisation Rates. – In: *Land*, 9 (3), S. 93.
- BAYAT, F., BAYAT MONFARED, A., JAHANSOOZ, M., TEROL ESPARZA, E., KESHAVARZI, A., GIMÉNEZ MORERA, A., PULIDO FERNÁNDEZ, M. & CERDÀ, A. (2019): Ana-

- lyzing long-term soil erosion in a ridge-shaped persimmon plantation in eastern Spain by means of ISUM measurements. – In: *Catena*, 183, S. 1-10.
- BEAUFOY, G. (2001): The environmental impact of olive oil production in the European Union: Practical options for improving the environmental impact. <<https://ec.europa.eu/environment/agriculture/pdf/oliveoil.pdf>> [letzter Zugriff: 29.10.2020]
- BELMONTE SERRATO, F., LÓPEZ BERMÚDEZ, F. & ROMERO DÍAZ, M. A. (1998): Erosión y escorrentía en el campo experimental de ‘El Ardal’ (Murcia): nueve años de experiencias. – In: *Papeles de geografía*, 27, S. 115-130.
- BENDER, S. & SCHALLER, M. (2012): Vergleichendes Lexikon: Wichtige Definitionen, Schwellenwerte, Kenndaten und Indices für Fragestellungen rund um das Thema ‚Klimawandel und seine Folgen‘. – Climate Service Center Germany. <https://www.climate-service-center.de/imperia/md/content/csc/lexikon_definitionen_mit_cover.pdf> [letzter Zugriff: 30.06.2020]
- BIDDOCCU, M., FERRARIS, S., OPSI, F. & CAVALLO, E. (2016): Long-term monitoring of soil management effects on runoff and soil erosion in sloping vineyards in Alto Monferrato (North-West Italy). – In: *Soil & Tillage Research*, 155, S. 176-189.
- BIDDOCCU, M., FERRARIS, S., PITACCO, A. & CAVALLO, E. (2017): Temporal variability of soil management effects on soil hydrological properties, runoff and erosion at the field scale in a hillslope vineyard, North-West Italy. – In: *Soil and Tillage Research*, 165, S. 46-58.
- BIDDOCCU, M., GUZMÁN, G., CAPELLO, G., THIELKE, T., STRAUSS, P., WINTER, S., ZALLER, J. G., NICOLAI, A., CLUZEAU, D., POPESCU, D., BUNEA, C., HOBLE, A., CAVALLO, E. & GÓMEZ, J. (2020): Evaluation of soil erosion risk and identification of soil cover and management factor (C) for RUSLE in European vineyards with different soil management. – *International Soil and Water Conservation Research*, S. 1-17.
- BIDDOCCU, M., ZECCA, O., AUDISIO, C., GODONE, F., BARMAZ, A. & CAVALLO, E. (2018): Assessment of Long-Term Soil Erosion in a Mountain Vineyard, Aosta Valley (NW Italy). – In: *Land Degradation & Development*, 29 (3), S. 617-629.

- BIENES, R., MARQUÉS, M. J. & RUIZ-COLMENERO, M. (2012): Cultivos herbáceos, viñedos y olivares. el manejo tradicional del suelo y sus consecuencias en la erosión hídrica. – In: Cuadernos de Investigacion Geografica, 38 (1), S. 49-74.
- BLAVET, D., DE NONI, G., LE BISSONNAIS, Y., LEONARD, M., MAILLO, L., LAURENT, J. Y., ASSELINE, J., LEPRUN, J. C., ARSHAD, M. A. & ROOSE, E. (2009): Effect of land use and management on the early stages of soil water erosion in French Mediterranean vineyards. – In: Soil & Tillage Research, 106 (1), S. 124-136.
- BOARDMAN, J. & POESEN, J. (2006): Soil Erosion in Europe: Major Processes, Causes and Consequences. – In: BOARDMAN, J. & POESEN, J. (Hrsg.) (2006): Soil erosion in Europe. – Chichester, Hoboken: John Wiley & Sons. S. 477-487.
- BOMBINO, G., DENISI, O., GÓMEZ, J. A. & ZEMA, D. M. (2019): Water Infiltration and Surface Runoff in Steep Clayey Soils of Olive Groves under Different Management Practices. – In: Water, 11 (2), S. 240.
- BOMBINO, G., TAMBURINO, V., ZEMA, D. A. & ZIMBONE, S. M. (2011): Hydrological Effects of Different Soil Management Practices in Mediterranean Areas. – In: GODONE, D. (Hrsg.) (2011): Soil Erosion Issues in Agriculture. – Intech Open. S. 163-182.
- BORDONI, M., VERCESI, A., MAERKER, M., GANIMEDE, C., REGUZZI, M. C., CAPELLI, E., WEI, X., MAZZONI, E., SIMONI, S., GAGNARLI, E. & MEISINA, C. (2019): Effects of vineyard soil management on the characteristics of soils and roots in the lower Oltrepo Apennines (Lombardy, Italy). – In: Science Of The Total Environment, 693, S. 1-23.
- BORRELLI, P., ROBINSON, D., PANAGOS, P., LUGATO, E., YANG, J., ALEWELL, C., Wuepper, D., MONTANARELLA, L., & BALLABIO, C. (2020): Land use and climate change impacts on global soil erosion by water (2015-2070). – In: PNAS, 117 (36), S. 1-8. <<https://www.pnas.org/content/117/36/21994/tab-figures-data>> [letzter Zugriff: 07.11.2020]
- BRANDT, C. & THORNES, J. (Hrsg.) (1996): Mediterranean Desertification and Land Use. – Chichester: John Wiley & Sons.
- BRATH, A., CASTELLARIN, A. & MONTANARI, A. (2001): At-site and regional assessment of the possible presence of non-stationarity in extreme rainfall in northern Italy. –

- In: *Physics and Chemistry of the Earth, Part B: Hydrology Oceans and Atmosphere*, 26 (9), S. 705-710.
- BRENOT, J., QUIQUEREZ, A., PETIT, C., GARCIA, J. P. & DAVY, P. (2006): Soil erosion rates in Burgundian vineyards. – In: *Bollettino Della Società Geologica Italiana*, S. 169-173.
- BRENOT, J., QUIQUEREZ, A., PETIT, C., GARCIA, J.-P. (2008): Erosion rates and sediment budgets in vineyards at 1-m resolution based on stock unearthing (Burgundy, France). – In: *Geomorphology*, 100 (3), S. 345-355.
- BRESSON, L.-M., LE BISSONNAIS, Y. & ANDRIEUX, P. (2006): Soil Surface Crusting and Structure Slumping in Europe. – In: BOARDMAN, J. & POESEN, J. (Hrsg.) (2006): *Soil Erosion in Europe*. – Chichester: John Wiley & Sons. S. 489-500.
- BRUNETTI, M., BUFFONI, L., MANGIANTI, F., MAUGERI, M. & NANNI, T. (2004): Temperature, precipitation and extreme events during the last century in Italy. – In: *Global and planetary change*, 40 (1), S. 141-149.
- BRUNETTI, M., MAUGERI, M. & NANNI, T. (2001): Changes in total precipitation, rainy days and extreme events in northeastern Italy. – In: *International journal of climatology*, 21 (7), S. 861-871.
- CANTÓN, Y., DOMINGO, F., SOLÉ-BENET, A. & PUIGDEFÁBREGAS, J. (2001): Hydrological and erosion response of a badlands system in semiarid SE Spain. – In: *Journal of Hydrology*, 252 (1), S. 65-84.
- CAPELLO, G., BIDDOCU, M., FERRARIS, S. & CAVALLO, E. (2019): Effects of Tractor Passes on Hydrological and Soil Erosion Processes in Tilled and Grassed Vineyards. – In: *Water*, 11 (10), S. 2118.
- CAPELLO, G., BIDDOCU, M., FERRARIS, S., PITACCO, A. & CAVALLO, E. (2014): Effects of Soil Management and Traffic on Water and Soil Conservation in Agriculture: A Case Study in Piedmont. – In: *Proceedings of the 15th Biennial Conference Euro-Mediterranean Network of Experimental and Representative Basins*, S. 9-13.
- CÁRCELES RODRÍGUEZ, B., GÁLVEZ RUIZ, B., FRANCIA MARTÍNEZ, J. R., RODRÍGUEZ PLEGUEZUELO, C. R., DURÁN ZUAZO, V. H. & CUADROS TAVIRA, S. (2017): La cubierta vegetal y la erosión de suelos por surcos por eventos lluviosos extremos en ambientes semiáridos. – In: *Revista de Ciencias Ambientales*, 51 (1), S. 51-61.

- CASALÍ, J., GIMÉNEZ, R., DE SANTISTEBAN, L., ÁLVAREZ-MOZOS, J., MENA, J. & DEL VALLE DE LERSUNDI, J. (2009): Determination of long-term erosion rates in vineyards of Navarre (Spain) using botanical benchmarks. – In: *Catena*, 78 (1), S. 12-19.
- CASTILLO, V. M., MARTINEZ-MENA, M. & ALBALADEJO, J. (1997): Runoff and Soil Loss Response to Vegetation Removal in a Semiarid Environment. – In: *Soil Science Society*, 61, S. 1116-1121.
- CERDÀ, A. & RODRIGO-COMINO, J. (2020): Is the hillslope position relevant for runoff and soil loss activation under high rainfall conditions in vineyards?. – In: *Ecology & Hydrobiology*, 20 (1), S. 59-72.
- CERDÀ, A. (1997): The effect of patchy distribution of *Stipa tenacissima* L. on runoff and erosion. – In: *Journal of Arid Environments*, 36 (1), S. 37-51.
- CERDÀ, A. (1998a): The influence of geomorphological position and vegetation cover on the erosional and hydrological processes on a Mediterranean hillslope. – In: *Hydrological Processes*, 12 (4), S. 661-671.
- CERDÀ, A., GONZALEZ-PELAYO, O., GIMÉNEZ-MORERA, A., JORDÁN, A., PEREIRA, P., NOVARA, A., BREVIK, E. C., PROSDOCIMI, M., MAHMOODABADI, M., KEESSTRA, S., ORENES, F. C. & RITSEMA, C. J. (2016): Use of barley straw residues to avoid high erosion and runoff rates on persimmon plantations in Eastern Spain under low frequency - high magnitude simulated rainfall events. – In: *Soil Research*, 54 (2), S. 154-165.
- CERDÀ, A., KEESSTRA, S., RODRIGO-COMINO, J., NOVARA, A., PEREIRA, P., BREVIK, E., GIMÉNEZ-MORERA, A., FERNÁNDEZ-RAGA, M., PULIDO, M., DI PRIMA, S. & JORDÁN, A. (2017b): Runoff initiation, soil detachment and connectivity are enhanced as a consequence of vineyards plantations. – In: *Journal of Environmental Management*, 202, S. 268-275.
- CERDÀ, A., MORERA, A. G. & BODÍ, M. B. (2009): Soil and water losses from new citrus orchards growing on sloped soils in the western Mediterranean basin. – In: *Earth Surface Processes and Landforms*, 34 (13), S. 1822-1830.
- CERDÀ, A., RODRIGO-COMINO, J., GIMÉNEZ-MORERA, A. & KEESSTRA, S. (2017a): An economic, perception and biophysical approach to the use of oat straw as mulch in

- Mediterranean rainfed agriculture land. – In: *Ecological Engineering*, 108, S. 162-171.
- CERDÀ, A., RODRIGO-COMINO, J., GIMÉNEZ-MORERA, A., NOVARA, A., PULIDO, M., KAPOVIĆ-SOLOMUN, M. & KEESSTRA, S. (2018): Policies can help to apply successful strategies to control soil and water losses. The case of chipped pruned branches (CPB) in Mediterranean citrus plantations. – In: *Land use policy*, 75, S.734-745.
- CERDÀ, A. (1998b): The influence of aspect and vegetation on seasonal changes in erosion under rainfall simulation on a clay soil in Spain. – In: *Canadian Journal of Soil Science*, 78 (2), S. 321-330.
- CERDAN, O., GOVERS, G., LE BISSONNAIS, Y., VAN OOST, K., POESEN, J., SABY, N., GOBIN, A., VACCA, A., QUINTON, J., AUERSWALD, K., KLIK, A., KWAAD, F. J. P. M., RACLOT, D., IONITA, I., REJMAN, J., ROUSSEVA, S., MUXART, T., ROXO, M. J. & DOSTAL, T. (2010): Rates and spatial variations of soil erosion in Europe: A study based on erosion plot data. – In: *Geomorphology*, 122 (1), S. 167-177.
- CERDAN, O., POESEN, J., GOVERS, G., SABY, N., LE BISSONNAIS, Y., GOBIN, A., VACCA, A., QUINTON, J., AUERSWALD, K., KLIK, A., KWAAD, F. & ROXO, M. (2006): Sheet and Rill Erosion. – In: BOARDMAN, J. & POESEN, J. (Hrsg.) (2006): *Soil erosion in Europe*. – Chichester, Hoboken: John Wiley & Sons. S. 501-513.
- CHRISTENSEN, J. H., HEWITSON, B., BUSUIOC, A., CHEN, A., GAO, X., HELD, I., JONES, R., KOLLI, R. K., KWON, W. T., LAPRISE, R., MAGAÑA RUEDA, V., MEARNES, L., MENÉNDEZ, C. G., RÄISÄNEN, J., RINKE, A., SARR A. & WHETTON, P. (2007): Regional Climate Projections. – In: SOLOMON, S., QIN, D., MANNING, M., CHEN, Z., MARQUIS, M., AVERYT, K. B., TIGNOR, M. & MILLER, H. L. (Hrsg.) (2007): *Climate Change 2007: The Physical Science Basis*. – Cambridge, New York: Cambridge University Press. S. 847-940. <<https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/ar4-wg1-chapter11-1.pdf>> [letzter Zugriff: 09.11.2020]
- CILEK, A., BERBEROGLU, S., KIRKBY, M., IRVINE B., DONMEZ, C. & ERDOGAN, M. A. (2015): Erosion modelling in a Mediterranean subcatchment under climate change scenarios using Pan-European Soil Erosion Risk Assessment (PESERA). – In: *The*

- International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, XL (7), S. 359-365.
- CONACHER, A. & SALA, M. (Hrsg.) (1998): *Land Degradation in Mediterranean Environments of the World: Nature and Extent, Causes and Solutions*. – Chichester: John Wiley & Sons.
- COPPOLA, E. & GIORGI, F. (2010): An assessment of temperature and precipitation change projections over Italy from recent global and regional climate model simulations. – In: *International Journal of Climatology*, 30 (1), S. 11-32.
- CORTI, G., CAVALLO, E., COCCO, S., BIDDOCCU, M., BRECCIAROLI, G. & AGNELLI, A. (2011): Evaluation of Erosion Intensity and Some of Its Consequences in Vineyards from Two Hilly Environments Under a Mediterranean Type of Climate, Italy. – In: GODONE, D. (Hrsg.) (2011): *Soil Erosion Issues in Agriculture*. – Intech Open. S. 113-160.
- COSENTINO, S., COPANI, V., SCALICI, G., SCORDIA, D. & TESTA, G. (2015): Soil Erosion Mitigation by Perennial Species Under Mediterranean Environment. – In: *BioEnergy Research*, 8 (4), S. 1538-1547.
- DE FRANCHIS, L. & IBANEZ, L. (2003): Threats to soils in Mediterranean countries. – Plan Bleu UNEP. <https://planbleu.org/sites/default/files/publications/cahiers2_sols_us.pdf> [letzter Zugriff: 25.09.2020]
- DE GRAAFF, J. & EPPINK, L. (1999): Olive oil production and soil conservation in southern Spain, in relation to EU subsidy policies. – In: *Land use policy*, 16 (4), S. 259-267.
- DE LUIS, M., GONZÁLEZ-HIDALGO, J. C., LONGARES, L. A., CERDÀ, A., LAVÉE, H., ROMERO-DÍAZ, A., HOOKE, J. & MONTANARELLA, L. (2010): Is rainfall erosivity increasing in the Mediterranean Iberian Peninsula?. – In: *Land Degradation & Development*, 21 (2), S. 139-144.
- DE SANTISTEBAN, L. M., CASALÍ, J. & LÓPEZ, J. J. (2006): Assessing soil erosion rates in cultivated areas of Navarre (Spain). – In: *Earth surface processes and landforms*, 31 (4), S. 487-506.

- DIODATO, N., BELLOCCHI, G., ROMANO N. & CHIRICO, G. (2011): How the aggressiveness of rainfalls in the Mediterranean lands is enhanced by climate change. – In: *Climatic Change*, 108 (3), S. 591-599.
- DROBINSKI, P., DA SILVA, N., PANTHOU, G., BASTIN, S., MULLER, C., AHRENS, B., BORGA, M., CONTE, D., FOSSER, G., GIORGI, F., GÜTTLER, I., KOTRONI, V., LI, L., MORIN, E., ÖNOL, B., QUINTANA-SEGUI, P., ROMERA, R., TORMA, C. Z. & SOMOT, S. (2018): Scaling precipitation extremes with temperature in the Mediterranean: past climate assessment and projection in anthropogenic scenarios. – In: *Climate dynamics*, 51 (3), S. 1237-1257.
- DUBROVSKÝ, M., HAYES, M., DUCE, P., TRNKA, M. SVOBODA, M. & ZARA, P. (2013): Multi-GCM projections of future drought and climate variability indicators for the Mediterranean region. – In: *Regional environmental change*, 14 (5), S. 1907-1919.
- DURÁN ZUAZO, V. H. & RODRÍGUEZ PLEGUEZUELO, C. R. (2008): Soil-erosion and runoff prevention by plant covers. A review. – In: *Agronomy for Sustainable Development*, 28 (1), S. 65-86.
- DURÁN ZUAZO, V. H., AGUILAR RUIZ, J., MARTÍNEZ RAYA, A. & FRANCO TARIFA, D. (2005): Impact of erosion in the taluses of subtropical orchard terraces. – In: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 107 (2), S. 199-210.
- DURÁN ZUAZO, V. H., FRANCIA MARTÍNEZ, J. R. & MARTÍNEZ RAYA, A. (2004a): Impact of Vegetative Cover on Runoff and Soil Erosion at Hillslope Scale in Llanjaron, Spain. – In: *Environmentalist*, 24 (1), S. 39-48.
- DURÁN ZUAZO, V. H., FRANCIA MARTINEZ, J. R., GARCÍA TEJERO, I., ARROYO PANADERO, L. & MARTÍNEZ RAYA, A. (2012): Mitigación de la erosión de suelos en plantaciones de almendro por cubiertas vegetales: implicaciones para la agricultura sostenible de montaña (SE España). – In: *Comunicata Scientiae*, 3 (2), S. 123-129.
- DURÁN ZUAZO, V. H., FRANCIA MARTÍNEZ, J. R., GARCÍA-TEJERO, I., TAVIRA, S. C. (2013): Implications of land-cover types for soil erosion on semiarid mountain slopes: Towards sustainable land use in problematic landscapes. – In: *Acta Ecologica Sinica*, 33 (5), S. 272-281.

- DURÁN ZUAZO, V. H., MARTÍNEZ RAYA, A. & AGUILAR RUIZ, J. (2004b): Nutrient Losses by Runoff and Sediment from the Taluses of Orchard Terraces. – In: *Water, Air, and Soil Pollution*, 153, S. 355-373.
- DURÁN ZUAZO, V. H., RODRÍGUEZ PLEGUEZUELO, C. R., ARROYO PANADERO, L., MARTÍNEZ RAYA, A., FRANCA MARTÍNEZ, J. R. & CÁRCELES RODRÍGUEZ, B. (2009): Soil Conservation Measures in Rainfed Olive Orchards in South-Eastern Spain: Impacts of Plant Strips on Soil Water Dynamics. – In: *Pedosphere*, 19 (4), S. 453-464.
- ECA&D (European Climate Assessment & Dataset) (2020). <<https://www.ecad.eu/>> [letzter Zugriff: 07.09.2020]
- EMDE, K. (1992): Experimentelle Untersuchungen zu Oberflächenabfluß und Bodenaus-trag in Verbindung mit Starkregen bei verschiedenen Bewirtschaftungssystemen in Weinbergsarealen des oberen Rheingaus. – In: *Geisenheimer Berichte, Gesellschaft zur Förderung der Forschungsanstalt Geisenheim*, 12.
- EMDE, K., FRIEDRICH, K., LÖHNERTZ, O. (2005): Weinbergsböden und Bodenschutz in den Weinbaugebieten Rheingau und Mittelrhein. – In: *Mitteilungen Deutsche Bo-denkundliche Gesellschaft*, 105, S. 115-122.
- ESPEJO-PÉREZ, A., RODRÍGUEZ-LIZANA, A., ORDÓÑEZ, R. & GIRÁLDEZ, J. (2013): Soil Loss and Runoff Reduction in Olive-Tree Dry-Farming with Cover Crops. – In: *Soil Science Society of America Journal* 77 (6), S. 2140–2148.
- Europäische Kommission (2009): Addressing soil degradation in EU agriculture: relevant processes, practices and policies. Report on the project ‘Sustainable Agriculture and Soil Conservation (SoCo)’. <<https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC50424/jrc50424.pdf>> [letzter Zugriff: 28.09.2020]
- Europäische Kommission (2010): LIFE among the olives: Good practice in improving environmental performance in the olive oil sector. <https://ec.europa.eu/environment/archives/life/publications/lifepublications/lifefocus/documents/oliveoil_en.pdf> [letzter Zugriff: 29.10.2020]
- Europäische Kommission (2020): Agri-environmental indicator - soil erosion. <<https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/pdfscache/16819.pdf>> [letzter Zugriff: 28.09.2020]

- Eurostat (2020a). <<https://ec.europa.eu/eurostat/de/data/database>> [letzter Zugriff: 14.10.2020]
- Eurostat (2020b): Vineyards in the EU - statistics. <<https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/pdfscache/58459.pdf>> [letzter Zugriff: 29.10.2020]
- Eurostat (2020c): Agricultural production. <https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Agricultural_production_-_orchards#Vines_producing_table_grapes> [letzter Zugriff: 29.10.2020]
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (2009a): FAO Geonet-work: Global Map of Aridity - 10 Arc Minutes. <<http://www.fao.org/geonetwork/srv/en/metadata.show?currTab=simple&id=37040>> [letzter Zugriff: 14.09.2020]
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (2009b): Grapes Wine. <<http://www.fao.org/3/al176e/al176e.pdf>> [letzter Zugriff: 29.10.2020]
- FERREIRA, C. S. S., KEIZER, J. J., SANTOS, L. M. B., SERPA, D., Silva, V., CERQUEIRA, M., FERREIRA, A. J. D. & ABRANTES, N. (2018): Runoff, sediment and nutrient exports from a Mediterranean vineyard under integrated production: An experiment at plot scale. – In: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 256, S. 184-193.
- FLESKENS, L. & STROOSNIJDER, L. (2007): Is soil erosion in olive groves as bad as often claimed?. – In: *Geoderma*, 141 (3), S. 260-271.
- FRANCIA MARTÍNEZ, J., DURÁN ZUAZO, V. & MARTÍNEZ RAYA, A. (2006): Environmental impact from mountainous olive orchards under different soil-management systems (SE Spain). – In: *Science of the Total Environment*, 358 (1), S. 46-60.
- FRESSARD, M., COSSART, É., ALAMI, C., BRUN, G., POTOT, A., LEJOT, J., BOULET, R. & CHRISTOL, A. (2017): Casser la connectivité hydrosédimentaire pour gérer la ressource en sol: Cas du vignoble de Mercurey (Bourgogne). – In: *Geomorphologie: Relief, Processus, Environnement*, 23 (4), S. 309-325.
- GAO, X., PAL, J. & GIORGI, F. (2006): Projected changes in mean and extreme precipitation over the Mediterranean region from a high resolution double nested RCM simulation. – In: *Geophysical research letters*, 33 (3), S. 1-4.
- GARCÍA-ORENES, F., ROLDÁN, A., MATAIX-SOLERA, J., CERDÀ, A., CAMPOY, M., ARCENEGUI, V. & CARAVACA, F. (2012): Soil structural stability and erosion rates

- influenced by agricultural management practices in a semi-arid Mediterranean agro-ecosystem. – In: *Soil Use and Management*, 28 (4), S. 571-579.
- GARCÍA-RUIZ, J. M. (2010): The effects of land uses on soil erosion in Spain: A review. – In: *Catena*, 81 (1), S. 1-11.
- GARCÍA-RUIZ, J. M., NADAL-ROMERO, E., LANA-RENAULT, N. & BEGUERÍA, S. (2013): Erosion in Mediterranean landscapes: Changes and future challenges. – In: *Geomorphology*, 198, S. 20-36.
- GEESON, N., BRANDT, C. & THORNES, J. (Hrsg.) (2002): *Mediterranean Desertification: A Mosaic of Processes and Responses*. – Chichester: John Wiley & Sons.
- GIORGI, F. & LIONELLO, P. (2008): Climate change projections for the Mediterranean region. – In: *Global and planetary change*, 63 (2-3), S. 90-104.
- GIORGI, F. (2006): Climate change hot-spots. – In: *Geophysical Research Letters*, 33 (8), S. 1-4.
- GOBIN, A., GOVERS, G. & KIRKBY, M. (2006): Pan-European Soil Erosion Assessment and Maps. – In: BOARDMAN, J. & POESEN, J. (Hrsg.) (2006): *Soil erosion in Europe*. – Chichester, Hoboken: John Wiley & Sons S. 659-674.
- GÓMEZ, J. (2017): Sustainability using cover crops in Mediterranean tree crops, olives and vines - Challenges and current knowledge. – In: *Hungarian Geographical Bulletin*, 66 (1), S. 13-28.
- GÓMEZ, J. A., ROMERO, P., GIRÁLDEZ, J. V. & FERERES, E. (2004): Experimental assessment of runoff and soil erosion in an olive grove on a Vertic soil in southern Spain as affected by soil management. – In: *Soil Use and Management*, 20 (4), S. 426-431.
- GÓMEZ, J., CAMPOS, M., GUZMÁN, G., CASTILLO-LLANQUE, F., VANWALLEGHEM, T., LORA, Á. & GIRÁLDEZ, J. (2018): Soil erosion control, plant diversity, and arthropod communities under heterogeneous cover crops in an olive orchard. – In: *Environmental Science and Pollution Research*, 25 (2), S. 977-989.
- GÓMEZ, J., LLEWELLYN, C., BASCH, G., SUTTON, P., DYSON, J., JONES, C. (2011): The effects of cover crops and conventional tillage on soil and runoff loss in vineyards and olive groves in several Mediterranean countries. – In: *Soil Use and Management*, 27 (4), S. 502-514.

- GÓMEZ, J., SOBRINHO, T., GIRÁLDEZ, J. & FERERES, E. (2009): Soil management effects on runoff, erosion and soil properties in an olive grove of Southern Spain. – In: *Soil & Tillage Research*, 102 (1), S. 5-13.
- GONZÁLEZ-HIDALGO, J. C., DE LUÍS ARRILLAGA, M. & PEÑA-MONNÉ, J. L. (2005): Los eventos extremos de precipitación, la variabilidad del clima y la erosión del suelo: reflexiones ante el cambio del clima en los sistemas mediterráneos. – In: *Cuaternario y geomorfología: Revista de la Sociedad Española de Geomorfología y Asociación Española para el Estudio del Cuaternario*, 19 (1-2), S. 49-62.
- GONZÁLEZ-HIDALGO, J. C., DE LUÍS, M., RAVENTÓS, J. & SÁNCHEZ, J. R. (2003): Daily rainfall trend in the Valencia Region of Spain. – In: *Theoretical and applied climatology*, 75 (1), S. 117-130.
- GONZÁLEZ-HIDALGO, J. C., PEÑA-MONNÉ, J. L. & DE LUIS, M. (2007): A review of daily soil erosion in Western Mediterranean areas. – In: *Catena*, 71 (2), S. 193-199.
- GOUDIE, A. (2002): *Physische Geographie: Eine Einführung*. – Heidelberg, Berlin: Spektrum Akad. Verl.
- GUARINO, R., VRAHNAKIS, M., RODRIGUEZ ROJO, M. P., GIUGA, L. & PASTA, S. (2020): Grasslands and Shrublands of the Mediterranean Region. – In: *Encyclopedia of the World's Biomes*, S. 638-655.
- GUZMÁN, G., CABEZAS, J., SÁNCHEZ-CUESTA, R., LORA, Á., BAUER, T., STRAUSS, P., WINTER, S., ZALLER, J. & GÓMEZ, J. (2019): A field evaluation of the impact of temporary cover crops on soil properties and vegetation communities in southern Spain vineyards. – In: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 272, S. 135-145.
- HACISALIHOGU, S. (2007): Determination of soil erosion in a steep hill slope with different land-use types: A case study in Mertesdorf (Ruwertal/Germany). – In: *Journal of Environmental Biology*, 28 (2), S. 433-438.
- HENNEMUTH, B., BENDER, S., BÜLOW, K., DREIER, N., KEUP-THIEL, E., KRÜGER, O., MUDERSBACH, C., RADERMACHER, C. & SCHOETTER, R. (2013): *Statistische Verfahren zur Auswertung von Klimadaten aus Modell und Beobachtung eingesetzt in Projekten und Institutionen, die sich mit Klimafolgen und Anpassung befassen*. – Climate Service Center Report 13. <<https://www.climate-service-center.de/imperia/md/content/csc/projekte/csc-report13-deutsch-final-mit-umschlag.pdf>> [letzter Zugriff: 07.09.2020]

- HERTIG, E. & JACOBET, J. (2008): Assessments of Mediterranean precipitation changes for the 21st century using statistical downscaling techniques. – In: *International journal of climatology*, 28 (8), S. 1025-1045.
- IMESON, A., LAVÉE, H., CALVO, A. & CERDÀ, A. (1998): The erosional response of calcareous soils along a climatological gradient in Southeast Spain. – In: *Geomorphology*, 24 (1), S. 3-16.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2018): Global Warming of 1.5°C: An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty. <https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/sites/2/2019/06/SR15_Full_Report_High_Res.pdf> [letzter Zugriff: 09.11.2020]
- JACOBET, J., DÜNKELOH, A. & HERTIG, E. (2011): Die Niederschlagsentwicklung im mediterranen Raum und ihre Ursachen. – In: LOZÁN, J., GRABL, H., HUPFER, P., KRABE, L. & SCHÖNWIESE, C.-D. (Hrsg.) (2011): *Warnsignal Klima: Genug Wasser für alle?*. S. 317-322. <https://www.climate-service-center.de/imperia/md/content/csc/warnsignalklima/Warnsignal_Klima_Kap3.1_3.1.8_Jacobeit.pdf> [letzter Zugriff: 12.11.2020]
- JIMÉNEZ-ALFARO, B., HERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, M., FERNÁNDEZ-PASCUAL, E., TOOROP, P., FRISCHIE, S. & GÁLVEZ-RAMÍREZ, C. (2018): Germination ecology of winter annual grasses in Mediterranean climates: Applications for soil cover in olive groves. – In: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 262, S. 29-35.
- KAIRIS, O., KARAVITIS, C., KOUNALAKI, A., SALVATI, L. & KOSMAS, C. (2013): The effect of land management practices on soil erosion and land desertification in an olive grove. – In: *Soil Use And Management*, 29 (4), S. 597-606.
- KARAGIANNIDIS, A., KARACOSTAS, T., MAHERAS, P. & MAKROGIANNIS, T. (2009): Trends and seasonality of extreme precipitation characteristics related to mid-latitude cyclones in Europe. – In: *Advances in Geosciences*, 20, S. 39-43.
- KESSTRA, S. D., RODRIGO-COMINO, J., NOVARA, A., GIMÉNEZ-MORERA, A., PULIDO, M., DI PRIMA, S. & CERDÀ, A. (2019): Straw mulch as a sustainable solution to

- decrease runoff and erosion in glyphosate-treated clementine plantations in Eastern Spain. An assessment using rainfall simulation experiments. – In: *Catena*, 174, S. 95-103.
- KESSTRA, S., PEREIRA, P., NOVARA, A., BREVIK, E., AZORIN-MOLINA, C., PARRAS-ALCÁNTARA, L., JORDÁN, A., & CERDÀ, A. (2016): Effects of soil management techniques on soil water erosion in apricot orchards. – In: *Science of the Total Environment*, 551-552, S. 357-366.
- KOSMAS, C., DANALATOS, N., CAMMERAAT, L. H., CHABART, M., DIAMANTOPOULOS, J., FARAND, R., GUTIERREZ, L., JACOB, A., MARQUÉS, H., MARTINEZ-FERNANDEZ, J., MIZARA, A., MOUSTAKAS, N., NICOLAU, J. M., OLIVEROS, C., PINNA, G., PUDDU, R., PUIGDEFABREGAS, J., ROXO, M., SIMAO, A. & STAMOU, G. (1997): The effect of land use on runoff and soil erosion rates under Mediterranean conditions. – In: *Catena*, 29 (1), S. 45-59.
- KOURGIALAS, N., KOUBOURIS, G., KARATZAS, G. & METZIDAKIS, I. (2016): Assessing water erosion in Mediterranean tree crops using GIS techniques and field measurements: the effect of climate change. – In: *Natural Hazards*, 83, S. 65-81.
- KRAUSHAAR, S., HERRMANN, N., OLLESCH, G., VOGEL, H. J. & SIEBERT, C. (2014): Mound measurements - quantifying medium-term soil erosion under olive trees in Northern Jordan. – In: *Geomorphology*, 213, S. 1-12.
- LAGACHERIE, P., ÁLVARO-FUENTES, J., ANNABI, M., BERNOUX, M., BOUARFA, S., DOUAOUI, A., GRÜNBERGER, O., HAMMANI, A., MONTANARELLA, L., MRABET, R., SABIR, M. & RACLOT, D. (2018): Managing Mediterranean soil resources under global change: expected trends and mitigation strategies. – In: *Regional Environmental Change*, 18 (3), S. 663-675.
- LASANTA, M. T. & SOBRÓN, G. I. (1988): Influencia de las prácticas de laboreo en la evolución hidromorfológica de suelos cultivados con viñedo. – In: *Cuadernos de investigación geográfica*, 14 (1-2), S. 81-97.
- LIMA-CUETO, J., BLANCO-SEPÚLVEDA, R. & GÓMEZ-MORENO, L. (2018): SOIL EROSION AND ENVIRONMENTAL REGULATIONS IN THE EUROPEAN AGRARIAN POLICY FOR OLIVE GROVES (*Olea europaea*) OF SOUTHERN SPAIN. – In: *Agrociencia*, 52 (3), S. 293-308.

<<http://www.scielo.org.mx/pdf/agro/v52n3/2521-9766-agro-52-03-293-en.pdf>>
[letzter Zugriff: 22.10.2020]

- LÓPEZ BERMÚDEZ, F. & ROMERO DÍAZ, M. A. (1992): Génesis y consecuencias erosivas de las lluvias de alta intensidad en la región mediterránea. – In: Cuadernos de investigación geográfica, 18, S. 7-28.
- LOUMOU, A. & GIOURGA, C. (2003): Olive groves: ‘The life and identity of the Mediterranean’. – In: Agriculture and Human Values, 20 (1), S. 87-95.
- MACHADO, M. J., BENITO, G., BARRIENDOS, M. & RODRIGO, F. S. (2011): 500 Years of rainfall variability and extreme hydrological events in southeastern Spain drylands. – In: Journal of arid environments, 75 (12), S. 1244-1253.
- MAETENS, W., VANMAERCKE, M., POESEN, J., JANKAUSKAS, B., JANKAUSKIENE, G. & IONITA, I. (2012): Effects of land use on annual runoff and soil loss in Europe and the Mediterranean: A meta-analysis of plot data. – In: Progress in Physical Geography, 36 (5), S. 599-653.
- MAIROTA, P., THORNES, J., GEESON, N. (Hrsg.) (1998): Atlas of Mediterranean Environments in Europe: The Desertification Context. – Chichester: John Wiley & Sons.
- MARGARIS, N., KOUTSIDOU, E. & GIOURGA, C. (1998): Agricultural Transformations. – In: MAIROTA, P., THORNES, J. & GEESON, N. (Hrsg.) (1998): Atlas of Mediterranean Environments in Europe: The Desertification Context. – Chichester: John Wiley & Sons. S. 82-84.
- MARQUES, M. J., BIENES, R., CUADRADO, J., RUIZ-COLMENERO, M., BARBERO-SIERRA, C. & VELASCO, A. (2015): Analysing Perceptions Attitudes and Responses of Winegrowers about Sustainable Land Management in Central Spain. – In: Land Degradation & Development, 26 (5), S. 458-467.
- MARQUES, M., GARCÍA-MUÑOZ, S., MUÑOZ-ORGANERO, G., BIENES, R., CERDÀ, A., LAVÉE, H., ROMERO-DÍAZ, A., HOOKE, J. & MONTANARELLA, L. (2010): Soil conservation beneath grass cover in hillside vineyards under Mediterranean Climatic conditions (Madrid, Spain). – In: Land Degradation & Development, 21 (2), S. 122-131.
- MARTÍNEZ RAYA, A., DURÁN ZUAZO, V. H. & FRANCIA MARTÍNEZ, J. R. (2006): Soil erosion and runoff response to plant-cover strips on semiarid slopes (SE Spain). – In: Land Degradation & Development, 17 (1), S. 1-11.

- MARTÍNEZ-CASASNOVAS, J. A., RAMOS M. C. & RIBES-DASI, M. (2005): On-site effects of concentrated flow erosion in vineyard fields: some economic implications. – In: *Catena*, 60, S. 129-146.
- MATHBOUT, S., LOPEZ-BUSTINS, J., ROYÉ, D., MARTIN-VIDE, J., BECH, J. & RODRIGO, F. (2017): Observed Changes in Daily Precipitation Extremes at Annual Timescale Over the Eastern Mediterranean During 1961-2012. – In: *Pure and Applied Geophysics*, 175 (11), S. 3875-3890.
- MATTHEWS, A. (2013): Greening agricultural payments in the EU's Common Agricultural Policy. – In: *Bio-based and applied economics*, 2 (1), S. 1-27.
- Meteostat (2020). <meteostat.net/de> [letzter Zugriff: 14.09.2020]
- MIDDELTON, N. & THOMAS, D. (1997): *World Atlas of Desertification*. – London: Arnold.
- MIRANDA-FUENTES, A., LLORENS, J., GAMARRA-DIEZMA, J., GIL-RIBES, J. & GIL, E. (2015): Towards an Optimized Method of Olive Tree Crown Volume Measurement. – In: *Sensors*, 15 (2), S. 3671-3687.
- MORENO-GARCÍA, M., REPULLO-RUIBÉRRIZ DE TORRES, M. A., CARBONELL-BOJOLLO, R. M. & ORDÓÑEZ-FERNÁNDEZ, R. (2018): Management of pruning residues for soil protection in olive orchards. – In: *Land Degradation & Development*, 29 (9), 2975-2984.
- NADAL-ROMERO, E., LASANTA, T. & GARCÍA-RUIZ, J. (2013): Runoff and sediment yield from land under various uses in a Mediterranean mountain area: long-term results from an experimental station. – In: *Earth Surface Processes and Landforms*, 38 (4), S. 346-355.
- NEARING, M. A., JETTEN, V., BAFFAUT, C., CERDAN, O., COUTURIER, A., HERNANDEZ, M., LE BISSONNAIS, Y., NICHOLS, M. H., NUNES, J. P., RENSCHLER, C. S., SOUCHÈRE, V. & VAN OOST, K. (2005): Modeling response of soil erosion and runoff to changes in precipitation and cover. – In: *Catena*, 61 (2-3), S. 131-154.
- NICOLAU, J. M., BIENES, R., GUERRERO-CAMPO, J., AROCA, J. A., GÓMEZ, B. & ESPIGARES, T. (2002): Runoff coefficient and soil erosion rates in croplands in a Mediterranean-continental region, in Central Spain. – In: RUBIO, J. L., MORGAN, R. P. C., ASÍNS, S. & ANDREU, V. (Hrsg.) (2002): *Man and Soil at the Third Millennium*. – Logroño: Geofoma Ediciones. S. 1359-1368.

- NILL, S. (1998): Bodenschutzprobleme in Entwicklungsländern: Geoökologische Einflussfaktoren. – In: RICHTER, G. (Hrsg.) (1998): *Bodenerosion: Analyse und Bilanz eines Umweltproblems*. – Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft. S. 222-230.
- NORRANT, C. & DOUGUÉDROIT, A. (2006): Monthly and daily precipitation trends in the Mediterranean (1950-2000). – In: *Theoretical and Applied Climatology*, 83 (1), S. 89-106.
- NOVARA, A., GRISTINA, L., SALADINO, S. S., SANTORO, A. & CERDÀ, A. (2011): Soil erosion assessment on tillage and alternative soil managements in a Sicilian vineyard. – In: *Soil & Tillage Research*, 117, S. 140-147.
- NOVARA, A., STALLONE, G., CERDÀ A. & GRISTINA, L. (2019): The Effect of Shallow Tillage on Soil Erosion in a Semi-Arid Vineyard. – In: *Agronomy*, 9 (5), S. 257.
- NUNES, A., DE ALMEIDA, A. & COELHO, C. (2011): Impacts of land use and cover type on runoff and soil erosion in a marginal area of Portugal. – In: *Applied Geography*, 31 (2), S. 687-699.
- NUNES, J. P., SEIXAS, J. & KEIZER, J. J. (2013): Modeling the response of within-storm runoff and erosion dynamics to climate change in two Mediterranean watersheds: A multi-model, multi-scale approach to scenario design and analysis. – In: *Catena*, 102, S. 27-39.
- NUNES, J. P., SEIXAS, J., KEIZER, J. J. & FERREIRA, A. J. D. (2009): Sensitivity of runoff and soil erosion to climate change in two Mediterranean watersheds. Part II: assessing impacts from changes in storm rainfall, soil moisture and vegetation cover. – In: *Hydrological Processes*, 23 (8), S. 1212-1220.
- OÑATE, J. & PECO, B. (2005): Policy impact on desertification: stakeholders' perceptions in southeast Spain. – In: *Land Use Policy*, 22, S. 103-114.
- PALESE, A. M., RINGERSMA, J., BAARTMAN, J. E. M., PETERS, P. & XILOYANNIS, C. (2015): Runoff and sediment yield of tilled and spontaneous grass-covered olive groves grown on sloping land. – In: *Soil Research*, 53 (5), S. 542-552.
- PANAGOS, P., BORRELLI, P., MEUSBURGER, K., ALEWELL, C., LUGATO, E. & MONTANARELLA, L. (2015b): Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale. – In: *Land use policy*, 48, S. 38-50.

- PANAGOS, P., BORRELLI, P., POESEN, J., BALLABIO, C., LUGATO, E., MEUSBURGER, K., MONTANARELLA, L. & ALEWELL, C. (2015a): The new assessment of soil loss by water erosion in Europe. – In: *Environmental Science and Policy*, 54, S. 438-447.
- PANAGOS, P., MEUSBURGER, K., BALLABIO, C., BORRELLI, P. & ALEWELL, C. (2014): Soil erodibility in Europe: a high-resolution dataset based on LUCAS. – In: *Science of the Total Environment*, 479-480, S. 189-200.
- PAROISSIEN, J.-P., DARBOUX, F., COUTURIER, A., DEVILLERS, B., MOUILLOT, F., RACLOT, D. & LE BISSONNAIS, Y. (2015): A method for modeling the effects of climate and land use changes on erosion and sustainability of soil in a Mediterranean watershed (Languedoc, France). – In: *Journal of Environmental Management*, 50, S. 57-68.
- PARRAS-ALCÁNTARA, L., LOZANO-GARCÍA, B., KEESSTRA, S., CERDÀ, A. & BREVIK, E. (2016): Long-term effects of soil management on ecosystem services and soil loss estimation in olive grove top soils. – In: *Science of the Total Environment*, 571, S. 498-506.
- PEEL, M. C., FINLAYSON, B. L. & MCMAHON, T. A. (2007): Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. – In: *Hydrology and earth system sciences*, 11 (5), S. 1633-1644. <<https://hess.copernicus.org/articles/11/1633/2007/hess-11-1633-2007.pdf>> [letzter Zugriff: 13.09.2020]
- PFAHL, S., O'GORMAN, P. A. & FISCHER, E. M. (2017): Understanding the regional pattern of projected future changes in extreme precipitation. – In: *Nature climate change*, 7 (6), S. 423-427.
- PIERI, L., RONDINI, D. & VENTURA, F. (2017): Changes in the rainfall-streamflow regimes related to climate change in a small catchment in Northern Italy. – In: *Theoretical and Applied Climatology*, 129 (3), S. 1075-1087.
- PISTOTNIK, G., HOFSTÄTTER, M. & LEXER, A. (2020): Starkniederschlag und Hagel. – In: GLADE, T., MERGILI, M. & SATTLER, K. (2020): *ExtremA 2019*. – Göttingen: Vandenhoeck & Ruprecht Verlage. S. 141-172.
- PLANTON, S., LIONELLO, P., ARTALE, V., AZNAR, R., CARRILLO, A., COLIN, J., CONGEDI, L., DUBOIS, C., ELIZALDE, A., GUALDI, S., HERTIG, E., JOCOBEIT, J., JORDÀ, G., LI, L., MARIOTTI, A., PIANI, C., RUTI, P., SANCHEZ-GOMEZ, E., SANNINO, G., SEVAULT, F., SOMOT, S. & TSIMPLIS, M. (2012): The Climate of the

- Mediterranean Region in Future Climate Projections. – In: LIONELLO, P. (Hrsg.) (2012): *The climate of the Mediterranean region: from the past to the future.* – Amsterdam (u.a.): Elsevier. S. 449-502.
- PROSDOCIMI, M., CERDÀ, A. & TAROLLI, P. (2016a): Soil water erosion on Mediterranean vineyards: A review. – In: *Catena*, 141, S. 1-21.
- PROSDOCIMI, M., JORDÁN, A., TAROLLI, P., KEESSTRA, S., NOVARA, A. & CERDÀ, A.: (2016b): The immediate effectiveness of barley straw mulch in reducing soil erodibility and surface runoff generation in Mediterranean vineyards. – In: *Science of the Total Environment*, 547, S. 323-330.
- RACLOT, D., LE BISSONNAIS, Y., ANNABI, M., SABIR, M. & SMETANOVA, A. (2018): Main Issues for Preserving Mediterranean Soil Resources From Water Erosion Under Global Change. – In: *Land Degradation & Development*, 29 (3), S. 789-799.
- RACLOT, D., LE BISSONNAIS, Y., LOUCHART, X., ANDRIEUX, P., MOUSSA, R. & VOLTZ, M. (2009): Soil tillage and scale effects on erosion from fields to catchment in a Mediterranean vineyard area. – In: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 134 (3), S. 201-210.
- RAJCZAK, J. & SCHÄR, C. (2017): Projections of Future Precipitation Extremes Over Europe: A Multimodel Assessment of Climate Simulations. – In: *Journal of geophysical research. Atmospheres*, 122 (20), S. 10773-10800.
- RAMOS, M. & MARTÍNEZ-CASASNOVAS, J. (2006): Nutrient losses by runoff in vineyards of the Mediterranean Alt Penedès region (NE Spain). – In: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 113 (1), S. 356-363.
- RAMOS, M., BENITO, C. & MARTÍNEZ-CASASNOVAS, J. (2015): Simulating soil conservation measures to control soil and nutrient losses in a small, vineyard dominated, basin. – In: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 213, S. 194-208.
- REPULLO-RUIBÉRRIZ DE TORRES, M., ORDÓÑEZ-FERNÁNDEZ, R., GIRÁLDEZ, J., MÁRQUEZ-GARCÍA, J., LAGUNA, A. & CARBONELL-BOJOLLO, R. (2018): Efficiency of four different seeded plants and native vegetation as cover crops in the control of soil and carbon losses by water erosion in olive orchards. – In: *Land Degradation & Development*, 29 (8), S. 2278-2290.

- RODRIGO, F. (2010): Changes in the probability of extreme daily precipitation observed from 1951 to 2002 in the Iberian Peninsula. – In: *International journal of climatology*, 30 (10), S. 1512-1525.
- RODRIGO-COMINO, J., BARRENA-GONZÁLEZ, J., PULIDO-FERNÁNDEZ, M. & CERDÀ, A. (2019b): Estimating non-sustainable soil erosion rates in the tierra de barros vineyards (Extremadura, Spain) using an ISUM update. – In: *Applied Sciences*, 9 (16), S. 3317.
- RODRIGO-COMINO, J., BREVIK, E. & CERDÀ, A. (2018a): The age of vines as a controlling factor of soil erosion processes in Mediterranean vineyards. – In: *Science of the Total Environment*, 616-617, S. 1163-1173.
- RODRIGO-COMINO, J., BRINGS, C., LASSU, T., ISERLOH, T., SENCIALES, J. M., MARTÍNEZ MURILLO, J. F., RUIZ SINOGA, J. D., SEEGER, M. & RIES, J. B. (2015): Rainfall and human activity impacts on soil losses and rill erosion in vineyards (Ruwer Valley, Germany). – In: *Solid Earth*, 6 (3), S. 823-837.
- RODRIGO-COMINO, J., GARCÍA-DÍAZ, A., BREVIK, E. C., KEESSTRA, S. D., PEREIRA, P., NOVARA, A., JORDÁN, A. & CERDÀ, A. (2017b): Role of rock fragment cover on runoff generation and sediment yield in tilled vineyards. – In: *European Journal of Soil Science*, 68 (6), S. 864-872.
- RODRIGO-COMINO, J., GIMÉNEZ-MORERA, A., PANAGOS, P., POURGHASEMI, H. R., PULIDO, M. & CERDÀ, A. (2019a): The potential of straw mulch as a nature-based solution for soil erosion in olive plantation treated with glyphosate: A biophysical and socioeconomic assessment. – In: *Land Degradation and Development*, S. 1-13.
- RODRIGO-COMINO, J., ISERLOH, T., MORVAN, X., MALAM ISSA, O., NAISSE, C., KEESSTRA, S., CERDÀ, A., PROSDOCIMI, M., ARNÁEZ, J., LASANTA, T., RAMOS, M. C. & MARQUÉS, M. J. (2016): Soil Erosion Processes in European Vineyards: A Qualitative Comparison of Rainfall Simulation Measurements in Germany, Spain and France. – In: *Hydrology*, 3 (1), S. 6.
- RODRIGO-COMINO, J., KEESSTRA, S. & CERDÀ, A. (2018d): Soil Erosion as an Environmental Concern in Vineyards: The Case Study of Celler del Roure, Eastern Spain, by Means of Rainfall Simulation Experiments. – In: *Beverages*, 4 (2), S. 31.

- RODRIGO-COMINO, J., NOVARA, A., GYASI-AGYEI, Y., TEROL, E. & CERDÀ, A. (2018b): Effects of parent material on soil erosion within Mediterranean new vineyard plantations. – In: *Engineering Geology*, 246, S. 255-261.
- RODRIGO-COMINO, J., SENCIALES, J. M., RAMOS, M. C., MARTÍNEZ-CASASNOVAS, J. A., LASANTA, T., BREVIK, E. C., RIES, J. B. & RUIZ SINOGA, J. D. (2017a): Understanding soil erosion processes in Mediterranean sloping vineyards (Montes de Málaga, Spain). – In: *Geoderma*, 296, S. 47-59.
- RODRIGO-COMINO, J., SENCIALES, J. M., SILLERO-MEDINA, J. A., GYASI-AGYEI, Y., RUIZ-SINOGA, J. D. & RIES, J. (2019c): Analysis of Weather-Type-Induced Soil Erosion in Cultivated and Poorly Managed Abandoned Sloping Vineyards in the Axarquía Region (Málaga, Spain). – In: *Air, Soil and Water Research*, 12, S. 1-11.
- RODRIGO-COMINO, J., TAGUAS, E., SEEGER, M. & RIES, J. (2018c): Quantification of soil and water losses in an extensive olive orchard catchment in Southern Spain. – In: *Journal of Hydrology*, 556, S. 749-758.
- RODRÍGUEZ-LIZANA, A., REPULLO-RUIBÉRRIZ DE TORRES, M. A., CARBONELL-BOJOLLO, R., ALCÁNTARA, C. & ORDÓÑEZ-FERNÁNDEZ, R. (2018): *Brachypodium distachyon*, *Sinapis alba*, and controlled spontaneous vegetation as ground-covers: Soil protection and modeling decomposition. – In: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 265, S. 62-72.
- RODRIGUEZ-LLOVERAS, X., BUYTAERT, W. & BENITO, G. (2016): Land use can offset climate change induced increases in erosion in Mediterranean watersheds. – In: *Catena*, 143, S. 244-255.
- ROY, H., FOX, D. & EMSELLEM, K. (2018): Impacts of vineyard area dynamics on soil erosion in a Mediterranean catchment (1950-2011). – In: *Journal of Land Use Science*, 13 (1-2), S. 118-129.
- RUIZ-COLMENERO, M., BIENES, R., ELDRIDGE, D. J. & MARQUÉS, M. J. (2013): Vegetation cover reduces erosion and enhances soil organic carbon in a vineyard in the central Spain. – In: *Catena*, 104, S. 153-160.
- SANCHIS, S., TORRI, D., BORSELLI, L. & POESEN, J. (2008): Climate effects on soil erodibility. – In: *Earth Surface Processes and Landforms*, 33 (7), S. 1082-1097.
- SASTRE, B., BARBERO-SIERRA, C., BIENES, R., MARQUÉS, M. J. & GARCIA-DIAZ, A. (2017): Soil loss in an olive grove in Central Spain under cover crops and tillage

- treatments, and farmer perceptions. – In: *Journal of Soils and Sediments*, 17 (3), S. 873-888.
- SCHÜTTE, R. & BERGMANN, H. (2019): The attitudes of French and Spanish winegrowers towards the use of cover crops in vineyards. – In: *Journal of Wine Research*, 30 (2), S. 107-121.
- SCHÜTTE, R., GUZMÁN, G., PLAAS, E. & GÓMEZ, J. (2020): Profitability of erosion control with cover crops in European vineyards under consideration of environmental costs. – In: *IDEAS Working Paper Series from RePEc*, S. 1-13.
- SCRIPCĂ, A. S., STRAPAZAN, C. HOLOBĂCĂ, I. (2016): Regional aspects of the variability of atmospheric precipitations in winter and summer seasons in Europe during 2001-2090. – In: *Componente ale Mediului*, 2016, S. 143-150.
- SEUFFERT, O. (1998): Zukunftsperspektiven der Bodenerosionsforschung. – In: RICHTER, G. (Hrsg.) (1998): *Bodenerosion: Analyse und Bilanz eines Umweltproblems*. – Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft. S. 152-168.
- SHAKESBY, R. A. (2011): Post-wildfire soil erosion in the Mediterranean: Review and future research directions. – In: *Earth-Science Reviews*, 105, S. 71-100.
- STEFANIDIS, S. & STATHIS, D. (2018): Effect of Climate Change on Soil Erosion in a Mountainous Mediterranean Catchment (Central Pindus, Greece). – In: *Water*, 10 (10), S. 1469.
- STRAUSS, P. & SCHMALTZ, E. (2020): Bodenerosion. – In: GLADE, T., MERGILI, M. & SATTLER, K. (2020): *ExtremA 2019*. – Göttingen: Vandenhoeck & Ruprecht Verlage. S. 343-363.
- TAGUAS, E. & GOMEZ, J. (2015): Vulnerability of olive orchards under the current CAP (Common Agricultural Policy) regulations on soil erosion: a study case in Southern Spain. – In: *Land Use Policy*, 42, S. 683-694.
- TAGUAS, E., AYUSO, J., PÉREZ, R., GIRÁLDEZ, J. & GÓMEZ, J. (2013): Intra and inter-annual variability of runoff and sediment yield of an olive micro-catchment with soil protection by natural ground cover in Southern Spain. – In: *Geoderma*, 206, S. 49-62.
- TAGUAS, E., PENA, A., AYUSO, J., PEREZ, R., YUAN, Y. & GIRALDEZ, J. (2010): Rainfall variability and hydrological and erosive response of an olive tree microcatchment

- under no-tillage with a spontaneous grass cover in Spain. – In: *Earth Surface Processes And Landforms*, 35 (7), S. 750-760.
- TOY, T. J., FOSTER, G. R. & RENARD, K. G. (2002): *Soil erosion: processes, prediction, measurement, and control.* – New York (u.a): John Wiley & Sons.
- TRAMBLAY, Y. & SOMOT, S. (2018): Future evolution of extreme precipitation in the Mediterranean. – In: *Climatic Change*, 151 (2), S. 289-302.
- VALDES-ABELLAN, J., PARDO, M. A. & TENZA-ABRIL, A. J. (2017): Observed precipitation trend changes in the western Mediterranean region. – In: *International journal of climatology*, 37, S. 1285-1296.
- VALLEBONA, C., PELLEGRINO, E., FRUMENTO, P. & BONARI, E. (2015): Temporal trends in extreme rainfall intensity and erosivity in the Mediterranean region: a case study in southern Tuscany, Italy. – In: *Climatic Change*, 128 (1), S. 139-151.
- VANWALLEGHEM, T., AMATE, J. I., DE MOLINA, M. G., FERNÁNDEZ, D. S. & GÓMEZ, J. A. (2011): Quantifying the effect of historical soil management on soil erosion rates in Mediterranean olive orchards. – In: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 142 (3), S. 341-351.
- VERHEIJEN, F., JONES, R., RICKSON, R. & SMITH, C. (2009): Tolerable versus actual soil erosion rates in Europe. – In: *Earth Science Reviews*, 94 (1), S. 23-38.
- VOGT, J., SPINONI, J. & NAUMANN, G. (2018): Dürre in Europa. – In: LOZÁN, J. L., BRECKLE, S. W., GRABL, H., KASANG, D. & WEISS, R. (Hrsg.) (2018): *Warnsignal Klima: Extremereignisse.* – Hamburg. S. 119-125. <https://www.klimawarnsignale.uni-hamburg.de/wp-content/uploads/pdf/de/extremereignisse/warnsignal_klima-extremereignisse-kapitel-3_2.pdf> [letzter Zugriff: 12.11.2020]
- WAINWRIGHT, J. & THORNES, J. (2004): *Environmental issues in the Mediterranean: Processes and perspectives from the past to the present.* – London: Routledge.
- YANG, D., KANAE, S., OKI, T., KOIKE, T. & MUSIAKE, K. (2003): Global potential soil erosion with reference to land use and climate changes. – In: *Hydrological processes*, 17 (14), S. 2913-2928.
- ZEPP, H. (2014): *Geomorphologie.* – Paderborn: Schöningh, UTB.

11 Appendix

11.1 Tabelle der Erosionsraten unterschiedlicher Vegetationsbedeckungen/Kulturpflanzen (t ha⁻¹ Jahr⁻¹)

Referenz	Erosionsrate (t ha ⁻¹ Jahr ⁻¹)	Vegetationsbedeckung/Kulturpflanze	Messort	Deckfrucht/ohne Deckfrucht/Mulch	Anmerkung
DURÁN ZUAZO et al. 2009	5,0000	Olive	Lanjaron, Südspanien	DF	Nichtbearbeitung, Bodenbedeckung/Gerste
DURÁN ZUAZO et al. 2009	7,1000	Olive	Lanjaron, Südspanien	DF	Nichtbearbeitung, Bodenbedeckung/natürliche Vegetation
DURÁN ZUAZO et al. 2009	17,3000	Olive	Lanjaron, Südspanien	OD	Nichtbearbeitung, keine Vegetation
TAGUAS et al. 2010	0,6500	Olive	Puente Genil, Südspanien	DF	Nichtbearbeitung, Bodenbedeckung/Gras
SASTRE et al. 2017	6,8100	Olive	Madrid, Zentralspanien	OD	Bearbeitung
SASTRE et al. 2017	1,3600	Olive	Madrid, Zentralspanien	DF	dauerhafte Bodenbedeckung/ <i>Brachypodium retusum</i>
SASTRE et al. 2017	2,7400	Olive	Madrid, Zentralspanien	DF	Bodenbedeckung/Gerste
SASTRE et al. 2017	4,0000	Olive	Madrid, Zentralspanien	DF	Bodenbedeckung/Hülsenfrüchte
TAGUAS & GÓMEZ 2015	0,8000	Olive	Cádiz, Südspanien	-	Nichtbearbeitung
TAGUAS & GÓMEZ 2015	11,8333	Olive	Cádiz, Südspanien	OD	Bearbeitung, Herbizideinsatz
TAGUAS & GÓMEZ 2015	18,7000	Olive	Cádiz, Südspanien	M	Bearbeitung, kein Herbizideinsatz, Mulch
KOSMAS et al. 1997	1,4280	Wein	Spata, Griechenland; Roussillon, Südfrankreich	-	-
KOSMAS et al. 1997	0,1760	Getreide	Vale Formoso, Portugal; El Ardal, Südspanien; Petralona, Griechenland	-	Weizen
KOSMAS et al. 1997	0,0080	Olive	Spata, Griechenland	DF	90% Bodenbedeckung/natürliche Vegetation
KOSMAS et al. 1997	0,0670	natürliche Vegetation	El Ardal, Südspanien; Rambla Honda, Südostspanien; Is Olias, Sardinien; Petralona, Griechenland	-	Buschvegetation, 27-76% Bodenbedeckung
RODRIGO-COMINO et al. 2019b	71,2000	Wein	Tierra de Barros, Südwestspanien	OD	Bearbeitung
FRANCIA MARTÍNEZ et al. 2006	2,1000	Olive	Lanjaron, Südspanien	DF	Nichtbearbeitung, Bodenbedeckung/Gerste
FRANCIA MARTÍNEZ et al. 2006	25,6000	Olive	Lanjaron, Südspanien	OD	Nichtbearbeitung, keine Vegetation
FRANCIA MARTÍNEZ et al. 2006	5,7000	Olive	Lanjaron, Südspanien	OD	Bearbeitung
KAIRIS et al. 2013	0,0293	Olive	Kreta, Griechenland	-	Nichtbearbeitung, kein Herbizideinsatz

KAIRIS et al. 2013	0,1130	Olive	Kreta, Griechenland	-	Nichtbearbeitung, Herbizideinsatz
KAIRIS et al. 2013	0,2617	Olive	Kreta, Griechenland	OD	Bearbeitung
CASALÍ et al. 2009	30,0000	Wein	Navarra, Nordspanien	OD	Bearbeitung
RUIZ-COLMENERO et al. 2013	5,8800	Wein	Campo Real, Zentralsapnien	OD	Bearbeitung
RUIZ-COLMENERO et al. 2013	0,7800	Wein	Campo Real, Zentralsapnien	DF	dauerhafte Bodenbedeckung/ <i>Brachypodium distachyon</i>
RUIZ-COLMENERO et al. 2013	1,2700	Wein	Campo Real, Zentralsapnien	DF	Bodenbedeckung/ <i>Secale</i>
FERREIRA et al. 2018	12,9000	Wein	São Lourenço, Portugal	OD	Bearbeitung 2x jährlich
FERREIRA et al. 2018	16,2000	Wein	São Lourenço, Portugal	OD	Bearbeitung 2x jährlich
FERREIRA et al. 2018	7,1000	Wein	São Lourenço, Portugal	OD	Bearbeitung 1x jährlich
FERREIRA et al. 2018	10,7000	Wein	São Lourenço, Portugal	OD	Bearbeitung 1x jährlich
NOVARA et al. 2011	60,0550	Wein	Sambuca di Sicilia, Südwestsizilien	OD	Bearbeitung
NOVARA et al. 2011	36,2350	Wein	Sambuca di Sicilia, Südwestsizilien	DF	Bodenbedeckung/ <i>Vicia faba</i>
NOVARA et al. 2011	15,0550	Wein	Sambuca di Sicilia, Südwestsizilien	DF	Bodenbedeckung/ <i>Vicia faba</i> , <i>Vicia sativa</i>
NOVARA et al. 2011	20,2950	Wein	Sambuca di Sicilia, Südwestsizilien	DF	Bodenbedeckung/ <i>Trifolium subterraneum</i> , <i>Festuca rubra</i> , <i>Lolium perenne</i>
NOVARA et al. 2011	14,2250	Wein	Sambuca di Sicilia, Südwestsizilien	DF	Bodenbedeckung/ <i>Trifolium subterraneum</i> , <i>Festuca rubra</i> , <i>Festuca ovina</i>
NOVARA et al. 2011	24,4300	Wein	Sambuca di Sicilia, Südwestsizilien	DF	Bodenbedeckung/ <i>Triticum durum</i>
NOVARA et al. 2011	18,1600	Wein	Sambuca di Sicilia, Südwestsizilien	DF	Bodenbedeckung/ <i>Triticum durum</i> , <i>Vicia sativa</i>
RAMOS et al. 2015	5,9000	Wein	Piera, Nordostspanien	OD	Bearbeitung
RAMOS & MARTÍNEZ-CASASNOVAS 2006	10,8900	Wein	Alt Penedès, Nordostspanien	OD	Bearbeitung
NOVARA et al. 2019	9,5000	Wein	Santa Margherita di Belice, Sizilien	OD	Bearbeitung
RODRIGO-COMINO et al. 2018a	1,6100	Wein	Les Alcusses, Südostspanien	OD	Bearbeitung
RODRIGO-COMINO et al. 2018a	8,1600	Wein	Les Alcusses, Südostspanien	OD	Bearbeitung
KRAUSHAAR et al. 2014	95,0000	Olive	Wadi Al-Arab, Nordjordanien	OD	Bearbeitung
ROY et al. 2018	13,5000	Wein	Gisèle Einzugsgebiet, Südostfrankreich	OD	Bearbeitung

PARRAS-ALCÁNTARA et al. 2016	6,6000	Olive	Torredelcampo, Südspanien	OD	Bearbeitung, Herbizideinsatz
PARRAS-ALCÁNTARA et al. 2016	0,7100	Olive	Torredelcampo, Südspanien	M	Bearbeitung, Herbizideinsatz, Mulch
PARRAS-ALCÁNTARA et al. 2016	2,2900	Olive	Torredelcampo, Südspanien	M	Bearbeitung, Herbizideinsatz, Trester (Rückstände der Olivenölproduktion)
COSENTINO et al. 2015	11,2000	Getreide	Enna, Sizilien	-	Weizen, Bearbeitung
BIENES et al. 2012	12,2050	Brachland	Aranjuez/Alcalá de Henares/Marchamalo/Albaladejito, Zentralspanien	-	Herbizideinsatz
BIENES et al. 2012	0,8300	Wein	Belmonte de Tajo/Campo Real/Villaconejos, Zentralspanien	OD	Bearbeitung
BIENES et al. 2012	0,1550	Wein	Belmonte de Tajo/Campo Real/Villaconejos, Zentralspanien	DF	Bodenbedeckung/ <i>Brachypodium distachyon</i>
BIENES et al. 2012	0,2900	Getreide	Aranjuez/Alcalá de Henares/Marchamalo/Albaladejito, Zentralspanien	-	Gerste, Bearbeitung
BIENES et al. 2012	0,2770	Wein	Belmonte de Tajo, Zentralspanien	DF	spontante Vegetationsbedeckung
BIENES et al. 2012	0,1525	Wein	Campo Real, Zentralspanien	DF	Bodenbedeckung/ <i>Secale cereale</i>
BIENES et al. 2012	0,3180	Wein	Villaconejos, Zentralspanien	DF	Bodenbedeckung/ <i>Hordeum vulgare</i>
NADAL-ROMERO et al. 2013	3,7850	Getreide	Aísa Tal, Nordspanien	-	Gerste, Bearbeitung
NADAL-ROMERO et al. 2013	0,4150	natürliche Vegetation	Aísa Tal, Nordspanien	-	Buschvegetation
NADAL-ROMERO et al. 2013	2,1600	Brachland	Aísa Tal, Nordspanien	-	-
TAGUAS et al. 2013	1,8000	Olive	Puente Genil, Südspanien	DF	spontane Vegetationsbedeckung, Herbizideinsatz
GÓMEZ et al. 2018	46,7000	Olive	Benacazón, Südspanien	OD	Bearbeitung
GÓMEZ et al. 2018	7,9000	Olive	Benacazón, Südspanien	DF	Bodenbedeckung/gesäter Krautmix
GÓMEZ et al. 2018	6,5000	Olive	Benacazón, Südspanien	DF	Bodenbedeckung/ <i>Lolium multiflorum</i>
GÓMEZ et al. 2009	6,9000	Olive	La Conchuela, Südspanien	OD	Nichtbearbeitung, Herbizideinsatz
GÓMEZ et al. 2009	0,8000	Olive	La Conchuela, Südspanien	DF	Bodenbedeckung/Gerste
GÓMEZ et al. 2009	2,9000	Olive	La Conchuela, Südspanien	OD	Bearbeitung
VANWALLEGHEM et al. 2011	83,5000	Olive	Montefrío, Südspanien	OD	Bearbeitung, Herbizideinsatz
NUNES et al. 2011	0,0060	natürliche Vegetation	Côa Fluss, Zentralportugal	-	Buschvegetation, 92% Bodenbedeckung
NUNES et al. 2011	0,2090	Brachland	Côa Fluss, Zentralportugal	-	40% Bodenbedeckung

NUNES et al. 2011	6,2705	Getreide	Côa Fluss, Zentralportugal	-	Bearbeitung, 36% Bodenbedeckung
DURÁN ZUAZO et al. 2005	9,1000	Obstgehölz	Almuñécar, Südspanien	-	Mango, Nichtbearbeitung
DURÁN ZUAZO et al. 2004a	3,8766	Getreide	Lanjaron, Südspanien	-	Weizen
DURÁN ZUAZO et al. 2004a	0,0848	natürliche Vegetation	Lanjaron, Südspanien	-	Buschvegetation
DURÁN ZUAZO et al. 2004b	8,9790	kahler Boden	Almuñécar, Südspanien	-	-
DURÁN ZUAZO et al. 2012	1,4000	Obstgehölz	Lanjaron, Südspanien	-	Mandel, Bodenbedeckung/ <i>Hordeum vulgare</i>
DURÁN ZUAZO et al. 2012	4,1000	Obstgehölz	Lanjaron, Südspanien	-	Mandel, Bodenbedeckung/ <i>Vicia sativa</i>
DURÁN ZUAZO et al. 2012	0,4400	Obstgehölz	Lanjaron, Südspanien	-	Mandel, Bodenbedeckung/ <i>Thymbra capitata</i>
CERDÀ et al. 2008	0,0750	natürliche Vegetation	El Teularet, Südostspanien	-	Buschvegetation, 96% Bodenbedeckung
FLESKENS & STROOSNIJDER 2007	2,1800	Olive	Mascarenhas, Nordportugal; Caggiano, Süditalien	OD	Bearbeitung
FLESKENS & STROOSNIJDER 2007	0,6100	Olive	Mascarenhas, Nordportugal; Caggiano, Süditalien	DF	Nichtbearbeitung, Bodenbedeckung
RODRIGO-COMINO et al. 2018b	87,7000	Wein	Les Alcusses, Südostspanien	OD	Bearbeitung
RODRIGO-COMINO et al. 2018b	4,3500	Wein	Les Alcusses, Südostspanien	OD	Bearbeitung
NICOLAU et al. 2002	1,2910	kahler Boden	Albaladejito, Zentralspanien	-	Herbizideinsatz
NICOLAU et al. 2002	10,3750	kahler Boden	Aranjuez, Zentralspanien	-	Herbizideinsatz
NICOLAU et al. 2002	27,9580	kahler Boden	Marchamalo, Zentralspanien	-	Herbizideinsatz
NICOLAU et al. 2002	6,8790	kahler Boden	El Encín, Zentralspanien	-	Herbizideinsatz
NICOLAU et al. 2002	0,0230	natürliche Vegetation	Albaladejito, Zentralspanien	-	-
NICOLAU et al. 2002	0,5830	natürliche Vegetation	Aranjuez, Zentralspanien	-	-
NICOLAU et al. 2002	0,0480	natürliche Vegetation	Marchamalo, Zentralspanien	-	-
NICOLAU et al. 2002	0,0500	natürliche Vegetation	El Encín, Zentralspanien	-	-
NICOLAU et al. 2002	0,0280	Getreide	Albaladejito, Zentralspanien	-	Gerste, Nichtbearbeitung
NICOLAU et al. 2002	0,9310	Getreide	Aranjuez, Zentralspanien	-	Gerste, Nichtbearbeitung
NICOLAU et al. 2002	0,0810	Getreide	Marchamalo, Zentralspanien	-	Gerste, Nichtbearbeitung
NICOLAU et al. 2002	0,1150	Getreide	El Encín, Zentralspanien	-	Gerste, Nichtbearbeitung

BELMONTE SERRATO et al. 1998	0,7800	Getreide	El Ardal, Südostspanien	-	Gerste
BELMONTE SERRATO et al. 1998	1,2000	Getreide	El Ardal, Südostspanien	-	Weizen
BELMONTE SERRATO et al. 1998	0,1367	natürliche Vegetation	El Ardal, Südostspanien	-	Buschvegetation
GÓMEZ et al. 2004	8,5000	Olive	La Conchuela, Südspanien	OD	Bearbeitung, Herbizideinsatz
GÓMEZ et al. 2004	1,2000	Olive	La Conchuela, Südspanien	DF	Bodenbedeckung/Gras
GÓMEZ et al. 2004	4,0000	Olive	La Conchuela, Südspanien	OD	Bearbeitung
DURÁN ZUAZO et al. 2013	5,1800	Olive	Lanjaron, Südspanien	OD	Bearbeitung, 42% Bodenbedeckung
DURÁN ZUAZO et al. 2013	3,3700	Obstgehölz	Lanjaron, Südspanien	-	Mandel, Bearbeitung, 37% Bodenbedeckung
DURÁN ZUAZO et al. 2013	2,7600	Getreide	Lanjaron, Südspanien	-	61% Bodenbedeckung
DURÁN ZUAZO et al. 2013	1,5500	natürliche Vegetation	Lanjaron, Südspanien	-	Gras, 72% Bodenbedeckung
DURÁN ZUAZO et al. 2013	1,2400	natürliche Vegetation	Lanjaron, Südspanien	-	Buschvegetation, 75% Bodenbedeckung
MARTÍNEZ RAYA et al. 2006	0,3847	Obstgehölz	Lanjaron, Südspanien	-	Mandel, Bodenbedeckung/ <i>Thymus baeticus</i>
MARTÍNEZ RAYA et al. 2006	1,6585	Obstgehölz	Lanjaron, Südspanien	-	Mandel, Bodenbedeckung/ <i>Hordeum vulgare</i>
MARTÍNEZ RAYA et al. 2006	5,1809	Obstgehölz	Lanjaron, Südspanien	-	Mandel, Bodenbedeckung/ <i>Lens esculenta</i>
BIDDOCCU et al. 2020	7,1400	Wein	Montilla Moriles, Südspanien	OD	Bearbeitung
BIDDOCCU et al. 2020	9,5300	Wein	Montilla Moriles, Südspanien	DF	zeitweise Bodenbedeckung
BIDDOCCU et al. 2020	1,5100	Wein	Montilla Moriles, Südspanien	DF	permanente Bodenbedeckung
BIDDOCCU et al. 2020	26,3500	Wein	Montilla Moriles, Südspanien	-	Nichtbearbeitung
GÓMEZ et al. 2011	1,4000	Wein	Evora, Portugal	OD	Bearbeitung
GÓMEZ et al. 2011	0,2000	Wein	Evora, Portugal	DF	permanente Bodenbedeckung/ <i>Dactylis glomerata</i>
GÓMEZ et al. 2011	0,5000	Wein	Evora, Portugal	DF	permanente Bodenbedeckung/ <i>Medicago</i> spp.
GÓMEZ et al. 2011	0,9000	Olive	Pedrera, Südspanien	DF	zeitweise Bodenbedeckung/ <i>Lolium multiflorum</i> , <i>Lolium rigidum</i>
GÓMEZ et al. 2011	1,3000	Olive	Pedrera, Südspanien	OD	Bearbeitung
GÓMEZ et al. 2011	19,3800	Olive	Benacazón, Südspanien	OD	Bearbeitung
GÓMEZ et al. 2011	0,4000	Olive	Benacazón, Südspanien	DF	zeitweise Bodenbedeckung/ <i>Lolium multiflorum</i> , <i>Lolium rigidum</i>

GÓMEZ et al. 2011	90,0000	Wein	La Romane, Südfrankreich	OD	Bearbeitung
GÓMEZ et al. 2011	42,7000	Wein	La Romane, Südfrankreich	DF	zeitweise Bodenbedeckung/Gras
GÓMEZ et al. 2011	15,7000	Wein	Villarzel, Südfrankreich	OD	Bearbeitung
GÓMEZ et al. 2011	4,0000	Wein	Villarzel, Südfrankreich	DF	zeitweise Bodenbedeckung/Gras
GÓMEZ et al. 2011	4,4700	Wein	Le Pradel, Südfrankreich	OD	Bearbeitung
GÓMEZ et al. 2011	2,2800	Wein	Le Pradel, Südfrankreich	OD	Nichtbearbeitung, keine Bodenbedeckung, Herbizideinsatz
GÓMEZ et al. 2011	1,5200	Wein	Le Pradel, Südfrankreich	DF	permanente Bodenbedeckung/Gras
GÓMEZ et al. 2011	0,6800	Wein	Le Pradel, Südfrankreich	DF	zeitweise Bodenbedeckung/Gras
BAYAT et al. 2019	48,0600	Obstgehölz	Canals, Südostspanien	-	Kaki, Bearbeitung
ESPEJO-PÉREZ et al. 2013	4,1450	Olive	Huelva, Südspanien	OD	Bearbeitung
ESPEJO-PÉREZ et al. 2013	6,7950	Olive	Jaén, Südspanien	OD	Bearbeitung
ESPEJO-PÉREZ et al. 2013	2,0500	Olive	Sevilla, Südspanien	OD	Bearbeitung
ESPEJO-PÉREZ et al. 2013	3,0233	Olive	Córdoba, Südspanien	OD	Bearbeitung
ESPEJO-PÉREZ et al. 2013	0,0475	Olive	Huelva, Südspanien	DF	Bodenbedeckung
ESPEJO-PÉREZ et al. 2013	2,3200	Olive	Jaén, Südspanien	DF	Bodenbedeckung
ESPEJO-PÉREZ et al. 2013	0,5100	Olive	Sevilla, Südspanien	DF	Bodenbedeckung
ESPEJO-PÉREZ et al. 2013	1,0800	Olive	Córdoba, Südspanien	DF	Bodenbedeckung
BARRENA-GONZÁLEZ et al. 2020	31,5500	Wein	Tierra de Barros, Südwestspanien	OD	Bearbeitung, Herbizideinsatz
MARQUES et al. 2010	10,5900	Wein	Campo Real, Zentralspanien	OD	Bearbeitung
MARQUES et al. 2010	0,6200	Wein	Campo Real, Zentralspanien	DF	33% Bodenbedeckung/ <i>Secale cereale</i>
MARQUES et al. 2010	0,7000	Wein	Campo Real, Zentralspanien	DF	93% Bodenbedeckung/ <i>Brachypodium distachyon</i>
CASTILLO et al. 1997	1,5020	kahler Boden	Murcia, Südostspanien	-	-
CASTILLO et al. 1997	0,6630	natürliche Vegetation	Murcia, Südostspanien	-	Buschvegetation
CANTÓN et al. 2001	0,0850	natürliche Vegetation	Tabernas, Südostspanien	-	Krautvegetation
CANTÓN et al. 2001	0,0271	natürliche Vegetation	Tabernas, Südostspanien	-	Buschvegetation

CANTÓN et al. 2001	3,0802	kahler Boden	Tabernas, Südostspanien	-	-
CANTÓN et al. 2001	0,2143	kahler Boden	Tabernas, Südostspanien	-	-
ARHONDITSIS et al. 2000	0,0006	Olive	Lesbos, Griechenland	DF	Bodenbedeckung/ <i>Origanum vulgare</i> (u.a.)
ARHONDITSIS et al. 2000	0,0018	natürliche Vegetation	Lesbos, Griechenland	-	Buschvegetation

11.2 Tabelle der Erosionsraten unterschiedlicher Vegetationsbedeckungen/Kulturpflanzen (t ha⁻¹ h⁻¹)

Referenz	Erosionsrate (t ha ⁻¹ h ⁻¹)	Vegetationsbedeckung/ Kulturpflanze	Messort	Deckfrucht/ ohne Deckfrucht/ Mulch	Anmerkung	Niederschlagsintensität (mm h ⁻¹)
RODRIGO-COMINO et al. 2018d	4,0000	Wein	Les Alcusses, Südostspanien	OD	Bearbeitung, keine Vegetation	55
CERDÀ et al. 2017b	12,6300	Wein	Les Alcusses, Südostspanien	OD	Bearbeitung, 4% Bodenbedeckung	55
CERDÀ et al. 2017b	1,8410	Wein	Les Alcusses, Südostspanien	OD	Bearbeitung, 6% Bodenbedeckung	55
CERDÀ et al. 2016	5,1000	Obstgehölz	La Costera, Südostspanien	-	Kaki, Nichtbearbeitung, Herbizideinsatz, keine Bodenbedeckung	78
CERDÀ et al. 2016	0,2000	Obstgehölz	La Costera, Südostspanien	-	Kaki, 60% Strohmulch	78
KEESSTRA et al. 2016	0,5100	Obstgehölz	Vall d'Albaida, Südostspanien	-	Marille, Bearbeitung	55
KEESSTRA et al. 2016	0,9100	Obstgehölz	Vall d'Albaida, Südostspanien	-	Marille, Nichtbearbeitung, Herbizideinsatz, keine Bodenbedeckung	55
KEESSTRA et al. 2016	0,0200	Obstgehölz	Vall d'Albaida, Südostspanien	-	Marille, 56-87% Bodenbedeckung, Schnittreste	55
GARCÍA ORENES et al. 2012	0,0000	natürliche Vegetation	El Teularet-Sierra de Enguera, Ostspanien	-	Buschvegetation, 98% Bodenbedeckung	55
GARCÍA ORENES et al. 2012	0,1750	Getreide	El Teularet-Sierra de Enguera, Ostspanien	-	Hafer, Bearbeitung	55
CERDÀ & RODRIGO-COMINO 2020	3,0000	Wein	Les Alcusses, Südostspanien	OD	Bearbeitung, 4-7% Bodenbedeckung	55
PROSDOCIMI et al. 2016b	0,6300	Wein	Les Alcusses, Südostspanien	M	59% Strohmulch	55
PROSDOCIMI et al. 2016b	2,8100	Wein	Les Alcusses, Südostspanien	OD	Bearbeitung	55
ARNAEZ et al. 2007	0,2300	Wein	Ebro Tal, Nordspanien	OD	Bearbeitung, Herbizideinsatz	30-46
ARNAEZ et al. 2007	0,1790	Wein	Ebro Tal, Nordspanien	OD	Bearbeitung, Herbizideinsatz	51-70
ARNAEZ et al. 2007	0,6680	Wein	Ebro Tal, Nordspanien	OD	Bearbeitung, Herbizideinsatz	92,5-117,5
CERDÀ et al. 2018	3,8000	Obstgehölz	Montesa, Südostspanien	-	Zitrus, Bearbeitung, Herbizideinsatz	55
CERDÀ et al. 2018	0,7000	Obstgehölz	Montesa, Südostspanien	-	Zitrus, Bearbeitung, Herbizideinsatz, Mulch	55
CERDÀ et al. 2009	2,3850	Obstgehölz	Montesa/Vallada/Genovés/ Gandia/Canals/Montserrat/ Pego/Llíria/L'Alcúdia/ Serra, Südostspanien	-	Zitrus, Bearbeitung, Herbizideinsatz	55
BLAVET et al. 2009	0,0000	Brachland	Corconne, Südfrankreich	-	-	60

BLAVET et al. 2009	0,0300	natürliche Vegetation	Corconne, Südfrankreich	-	Buschvegetation	60
BLAVET et al. 2009	0,8900	Wein	Corconne, Südfrankreich	M	Herbizideinsatz, Schnittreste	60
BLAVET et al. 2009	2,4200	Wein	Corconne, Südfrankreich	OD	Herbizideinsatz	60
BLAVET et al. 2009	1,1100	Wein	Le Pradel, Südfrankreich	OD	Herbizideinsatz	60
BLAVET et al. 2009	0,6700	Wein	Le Pradel, Südfrankreich	DF	Grasbedeckung	60
BLAVET et al. 2009	0,0000	Wein	Le Pradel, Südfrankreich	M	Strohmulch	60
BLAVET et al. 2009	1,4800	Wein	Le Pradel, Südfrankreich	-	Mähen	60
BLAVET et al. 2009	0,4200	Wein	Le Pradel, Südfrankreich	-	Mähen	60
BLAVET et al. 2009	0,1100	Wein	Le Pradel, Südfrankreich	-	Mähen	60
IMESON et al. 1998	0,1734	natürliche Vegetation	Benidorm, Südostspanien	-	Buschvegetation, 5-85% Bodenbedeckung	35-59
IMESON et al. 1998	0,1281	natürliche Vegetation	Benidorm, Südostspanien	-	Buschvegetation, 3-5% Bodenbedeckung	35-59
IMESON et al. 1998	0,0254	natürliche Vegetation	Benidorm, Südostspanien	-	Buschvegetation, 4-100% Bodenbedeckung	35-59
IMESON et al. 1998	0,1584	natürliche Vegetation	Callosa d'En Sarria, Südostspanien	-	Buschvegetation, 5% Bodenbedeckung	35-59
IMESON et al. 1998	0,0059	natürliche Vegetation	Ifach, Südostspanien	-	Buschvegetation, 5-15% Bodenbedeckung	35-59
IMESON et al. 1998	1,6462	natürliche Vegetation	Finestrat, Südostspanien	-	Buschvegetation, 5-6% Bodenbedeckung	35-59
IMESON et al. 1998	0,0369	natürliche Vegetation	Algar, Südostspanien	-	Buschvegetation, 13-30% Bodenbedeckung	35-59
IMESON et al. 1998	0,0000	natürliche Vegetation	Tàrbena, Südostspanien	-	Buschvegetation, 3-20% Bodenbedeckung	35-59
IMESON et al. 1998	0,0277	natürliche Vegetation	Coll de Rates, Südostspanien	-	Buschvegetation, 0-100% Bodenbedeckung	35-59
CERDÀ 1998a	0,0926	natürliche Vegetation	Serra Grossa, Südostspanien	-	Buschvegetation, 75% Bodenbedeckung	55
KEESSTRA et al. 2019	15,7000	Obstgehölz	Canals, Südostspanien	-	Zitrus, Bearbeitung	38,8
KEESSTRA et al. 2019	2,6000	Obstgehölz	Canals, Südostspanien	-	Zitrus, 50% Strohmulch	38,8
CERDÀ 1997	0,0000	natürliche Vegetation	Alicante, Südostspanien	-	Gras, 75-99% Bodenbedeckung	55
CERDÀ 1997	1,0213	kahler Boden	Alicante, Südostspanien	-	-	55
CERDÀ 1997	0,0144	natürliche Vegetation	Alicante, Südostspanien	-	Krautvegetation, 30-80% Bodenbedeckung	55
CERDÀ 1997	0,0000	natürliche Vegetation	Murcia, Südostspanien	-	Gras, 95-100% Bodenbedeckung	47
CERDÀ 1997	0,0834	kahler Boden	Murcia, Südostspanien	-	-	47

CERDÀ 1997	0,0000	natürliche Vegetation	Murcia, Südostspanien	-	Gras, 95-100% Bodenbedeckung	47
CERDÀ 1997	0,0043	kahler Boden	Murcia, Südostspanien	-	-	47
RODRIGO-COMINO et al. 2016	0,3752	Wein	Montes de Málaga, Südspanien	OD	Bearbeitung, keine Vegetationsbedeckung	63-66
RODRIGO-COMINO et al. 2016	0,3278	Wein	Penedés, Nordostspanien	OD	8,7% Bodenbedeckung	48-70
RODRIGO-COMINO et al. 2016	0,4118	Wein	Les Alcusses, Südostspanien	M	Strohmulch	40
RODRIGO-COMINO et al. 2016	0,0853	Wein	Campo Real, Zentralspanien	DF	Bodenbedeckung/ <i>Hordeum vulgare</i> , <i>Brachypodium distachyon</i>	130
RODRIGO-COMINO et al. 2018c	0,1920	Olive	Puente Genil, Südspanien	DF	Nichtbearbeitung, 29% spontane Vegetationsbedeckung	40
CERDÀ 1998b	0,0050	natürliche Vegetation	Valencia, Südostspanien	-	Buschvegetation	55
CERDÀ 1998b	0,2210	kahler Boden	Valencia, Südostspanien	-	-	55

11.3 Tabelle der Erosionsraten in Weinbergen semiarider und humider Regionen Europas (t ha⁻¹ Jahr⁻¹)

Referenz	Erosionsrate (t ha ⁻¹ Jahr ⁻¹)	Messort	Anmerkung	mittlerer jährlicher Niederschlag ¹	klimatische Bedingung	Köppen-Geiger-Klassifikation ²
RODRIGO-COMINO et al. 2015	62,5000	Ruwertal, Westdeutschland	Bearbeitung, Bodenbedeckung	724	humid/ ganzjährige NS	Cfb
RODRIGO-COMINO et al. 2015	3,4000	Ruwertal, Westdeutschland	Bearbeitung, Bodenbedeckung	724	humid/ ganzjährige NS	Cfb
HACISALIHOGU 2007	6,4700	Ruwertal, Westdeutschland	-	724	humid/ ganzjährige NS	Cfb
EMDE et al. 2005	28,0000	Steinberg, Westdeutschland	-	568	humid/ ganzjährige NS	Cfb
EMDE 1992	151,0000	Geisenheim, Westdeutschland	-	552	humid/ ganzjährige NS	Cfb
EMDE 1992	12,4000	Geisenheim, Westdeutschland	-	552	humid/ ganzjährige NS	Cfb
EMDE 1992	3,1000	Geisenheim, Westdeutschland	-	552	humid/ ganzjährige NS	Cfb
EMDE 1992	0,0010	Geisenheim, Westdeutschland	Bodenbedeckung/ Gras	552	humid/ ganzjährige NS	Cfb
EMDE 1992	0,2000	Ruwertal, Westdeutschland	-	724	humid/ ganzjährige NS	Cfb
BRENOT et al. 2008	23,0000	Monthélie, Burgund, Frankreich	-	772	humid/ ganzjährige NS	Cfb
BRENOT et al. 2006	7,6100	Vosne-Romanée, Burgund, Frankreich	Bearbeitung	799	humid/ ganzjährige NS	Cfb
BRENOT et al. 2006	13,5200	Aloxe-Corton, Burgund, Frankreich	Bearbeitung	807	humid/ ganzjährige NS	Cfb
BRENOT et al. 2006	14,9400	Monthélie, Burgund, Frankreich	Bearbeitung	772	humid/ ganzjährige NS	Cfb
FRESSARD et al. 2017	18,2500	Mercurey, Burgund, Frankreich	-	779	humid/ ganzjährige NS	Cfb
BIDDOCCU et al. 2020	17,1300	Alto Monferrato/Gavi, Piemont, Nordwestitalien	Bearbeitung	818-1044	humid/ ganzjährige NS	Cfa
BIDDOCCU et al. 2020	34,6100	Alto Monferrato/Gavi, Piemont, Nordwestitalien	Nichtbearbeitung	818-1044	humid/ ganzjährige NS	Cfa
BIDDOCCU et al. 2020	8,5700	Alto Monferrato, Piemont, Nordwestitalien	zeitweise Bodenbedeckung	818	humid/ ganzjährige NS	Cfa
BIDDOCCU et al. 2020	1,2200	Alto Monferrato, Piemont, Nordwestitalien	permanente Bodenbedeckung	818	humid/ ganzjährige NS	Cfa

¹ Quelle: Meteostat 2020

² nach PEEL et al. 2007: 1641

BIDDOCCU et al. 2020	18,8700	Coteaux-du-Layon, Anjou, Westfrankreich	Nichtbearbeitung	674	humid/ ganzjährige NS	Cfb
BIDDOCCU et al. 2020	17,5800	Coteaux-du-Layon, Anjou, Westfrankreich	Bearbeitung	674	humid/ ganzjährige NS	Cfb
BIDDOCCU et al. 2020	1,4800	Coteaux-du-Layon, Anjou, Westfrankreich	permanente Bodenbedeckung	674	humid/ ganzjährige NS	Cfb
BIDDOCCU et al. 2020	9,4100	Coteaux-du-Layon, Anjou, Westfrankreich	zeitweise Bodenbedeckung	674	humid/ ganzjährige NS	Cfb
BIDDOCCU et al. 2016	1,8000	Alto Monferrato, Piemont, Nordwestitalien	Bodenbedeckung/ spontane Grasbedeckung, Mulch/ <i>Lolium perenne</i> , <i>Festuca rubra</i> , <i>Poa nemoralis</i> , <i>Poa trivialis</i>	818	humid/ ganzjährige NS	Cfa
BIDDOCCU et al. 2016	20,7000	Alto Monferrato, Piemont, Nordwestitalien	reduzierte Bearbeitung	818	humid/ ganzjährige NS	Cfa
BIDDOCCU et al. 2016	7,0000	Alto Monferrato, Piemont, Nordwestitalien	Bearbeitung	818	humid/ ganzjährige NS	Cfa
CAPELLO et al. 2014	6,6000	Alto Monferrato, Piemont, Nordwestitalien	Bearbeitung	818	humid/ ganzjährige NS	Cfa
CAPELLO et al. 2014	1,5000	Alto Monferrato, Piemont, Nordwestitalien	Bodenbedeckung/Gras	818	humid/ ganzjährige NS	Cfa
BIDDOCCU et al. 2018	15,7000	Aostatal, Norditalien	Bearbeitung, Mähen	852	humid/ ganzjährige NS	Cfa
BAGAGIOLO et al. 2018	3,2056	Monferrato, Piemont, Nordwestitalien	Bearbeitung	818	humid/ ganzjährige NS	Cfa
BAGAGIOLO et al. 2018	0,6338	Monferrato, Piemont, Nordwestitalien	Bodenbedeckung/Gras	818	humid/ ganzjährige NS	Cfa
BAGAGIOLO et al. 2018	7,2916	Alto Monferrato, Piemont, Nordwestitalien	Bearbeitung	818	humid/ ganzjährige NS	Cfa
BAGAGIOLO et al. 2018	1,5622	Alto Monferrato, Piemont, Nordwestitalien	Bodenbedeckung/ <i>Lolium perenne</i> , <i>Festuca rubra</i> , <i>Poa nemoralis</i> , <i>Poa trivialis</i> , Mulch	818	humid/ ganzjährige NS	Cfa
RODRIGO-COMINO et al. 2018b	87,7000	Les Alcusses, Valencia, Südspanien	Bearbeitung	434	semiarid/ sommerliche Trockenzeit	BSk
RODRIGO-COMINO et al. 2018b	4,3500	Les Alcusses, Valencia, Südspanien	Bearbeitung	434	semiarid/ sommerliche Trockenzeit	BSk
RODRIGO-COMINO et al. 2018a	1,6100	Les Alcusses, Valencia, Südspanien	Bearbeitung	434	semiarid/ sommerliche Trockenzeit	BSk
RODRIGO-COMINO et al. 2018a	8,1600	Les Alcusses, Valencia, Südspanien	Bearbeitung	434	semiarid/ sommerliche Trockenzeit	BSk
RUIZ-COLMENERO et al. 2013	5,8800	Campo Real, Madrid, Zentralspanien	Bearbeitung	450	semiarid/ sommerliche Trockenzeit	BSk
RUIZ-COLMENERO et al. 2013	0,7800	Campo Real, Madrid, Zentralspanien	dauerhafte Bedeckung/ <i>Brachypodium distachyon</i>	450	semiarid/ sommerliche Trockenzeit	BSk
RUIZ-COLMENERO et al. 2013	1,2700	Campo Real, Madrid, Zentralspanien	Bodenbedeckung/ <i>Secale</i>	450	semiarid/ sommerliche Trockenzeit	BSk
BIDDOCCU et al. 2020	7,1400	Montilla Moriles, Andalusien, Südspanien	Bearbeitung	632	semiarid/ sommerliche Trockenzeit	Csa

BIDDOCCU et al. 2020	9,5300	Montilla Moriles, Andalusien, Südspanien	zeitweise Bodenbedeckung	632	semiarid/ sommerliche Trockenzeit	Csa
BIDDOCCU et al. 2020	1,5100	Montilla Moriles, Andalusien, Südspanien	permanente Bodenbedeckung	632	semiarid/ sommerliche Trockenzeit	Csa
BIDDOCCU et al. 2020	26,3500	Montilla Moriles, Andalusien, Südspanien	Nichtbearbeitung	632	semiarid/ sommerliche Trockenzeit	Csa
NOVARA et al. 2011	60,0550	Sambuca di Sicilia, Südwestsizilien	Bearbeitung	519	semiarid/ sommerliche Trockenzeit	Csa
NOVARA et al. 2011	36,2350	Sambuca di Sicilia, Südwestsizilien	Bodenbedeckung/ <i>Vicia faba</i>	519	semiarid/ sommerliche Trockenzeit	Csa
NOVARA et al. 2011	15,0550	Sambuca di Sicilia, Südwestsizilien	Bodenbedeckung/ <i>Vicia faba, Vicia sativa</i>	519	semiarid/ sommerliche Trockenzeit	Csa
NOVARA et al. 2011	20,2950	Sambuca di Sicilia, Südwestsizilien	Bodenbedeckung/ <i>Trifolium subterraneum, Festuca rubra, Lolium perenne</i>	519	semiarid/ sommerliche Trockenzeit	Csa
NOVARA et al. 2011	14,2250	Sambuca di Sicilia, Südwestsizilien	Bodenbedeckung/ <i>Trifolium subterraneum, Festuca rubra, Festuca ovina</i>	519	semiarid/ sommerliche Trockenzeit	Csa
NOVARA et al. 2011	24,4300	Sambuca di Sicilia, Südwestsizilien	Bodenbedeckung/ <i>Triticum durum</i>	519	semiarid/ sommerliche Trockenzeit	Csa
NOVARA et al. 2011	18,1600	Sambuca di Sicilia, Südwestsizilien	Bodenbedeckung/ <i>Triticum durum, Vicia sativa</i>	519	semiarid/ sommerliche Trockenzeit	Csa
RODRIGO-COMINO et al. 2019b	71,2000	Tierra de Barros, Extremadura, Südwestspanien	Bearbeitung	537	semiarid/ sommerliche Trockenzeit	Csa/BSk
RAMOS & MARTÍNEZ-CASASNOVAS 2006	10,8900	Alt Penedès, Katalonien, Nordostspanien	Bearbeitung	611	semiarid/ sommerliche Trockenzeit	Csa
NOVARA et al. 2019	9,5000	Santa Margherita di Belice, Sizilien	Bearbeitung	525	semiarid/ sommerliche Trockenzeit	Csa
BIENES et al. 2012	0,2770	Belmonte de Tajo, Madrid, Zentralspanien	spontane Vegetationsbedeckung	446	semiarid/ sommerliche Trockenzeit	BSk
BIENES et al. 2012	0,1525	Campo Real, Madrid, Zentralspanien	Bodenbedeckung/ <i>Secale cereale</i>	450	semiarid/ sommerliche Trockenzeit	BSk
BIENES et al. 2012	0,3180	Villaconejos, Zentralspanien	Bodenbedeckung/ <i>Hordeum vulgare</i>	433	semiarid/ sommerliche Trockenzeit	BSk
BIENES et al. 2012	0,8300	Belmonte de Tajo/Campo Real/Villaconejos, Zentralspanien	Bearbeitung	433-449	semiarid/ sommerliche Trockenzeit	BSk
BIENES et al. 2012	0,1550	Belmonte de Tajo/Campo Real/Villaconejos, Zentralspanien	Bodenbedeckung/ <i>Brachypodium distachyon</i>	433-450	semiarid/ sommerliche Trockenzeit	BSk
BARRENA-GONZÁLEZ et al. 2020	31,5500	Tierra de Barros, Extremadura, Südwestspanien	Bearbeitung, Herbizideinsatz	537	semiarid/ sommerliche Trockenzeit	Csa/BSk
MARQUES et al. 2010	10,5900	Campo Real, Madrid, Zentralspanien	Bearbeitung	450	semiarid/ sommerliche Trockenzeit	BSk
MARQUES et al. 2010	0,6200	Campo Real, Madrid, Zentralspanien	33% Bodenbedeckung/ <i>Secale cereale</i>	450	semiarid/ sommerliche Trockenzeit	BSk
MARQUES et al. 2010	0,7000	Campo Real, Madrid, Zentralspanien	93% Bodenbedeckung/ <i>Brachypodium distachyon</i>	450	semiarid/ sommerliche Trockenzeit	BSk