

S O C I A L E C O L O G Y W O R K I N G P A P E R 1 7 5

Sophie Koppensteiner

**Von Überlebensstrategie zur biologischen
Landwirtschaft.
Eine HANPP-Analyse des Landnutzungswandels
in Montenegro von 1962 bis 2011.**

Sophie, Koppensteiner (2018):

Von Überlebensstrategie zur biologischen Landwirtschaft.
Eine HANPP-Analyse des Landnutzungswandels
in Montenegro von 1962 bis 2011.

Social Ecology Working Paper 175
Vienna, February 2018

ISSN 1726-3816

Institute of Social Ecology Vienna (SEC)
Alpen-Adria-Universität Klagenfurt, Vienna, Graz (AAU)
Schottenfeldgasse 29
1070 Vienna, Austria

www.aau.at/sec
sec.workingpaper@aau.at

© 2018 by Institute of Social Ecology Vienna

Sophie Koppensteiner, BA

Von Überlebensstrategie zur biologischen Landwirtschaft

Eine HANPP-Analyse des Landnutzungswandels in
Montenegro von 1962 bis 2011

MASTERARBEIT

zur Erlangung des akademischen Grades Master of Science

Masterstudium Sozial- und Humanökologie

Alpen-Adria-Universität Klagenfurt

Begutachter:

Ao.Univ.-Prof. Dr. Karl-Heinz Erb
Alpen-Adria-Universität Klagenfurt
Institut für Soziale Ökologie

Oktober 2017

Abstract

Land use is a central way of interaction between humans and nature. Land provides society with resources indispensable to life like food, fibre or fuel. At the same time land-use severely alters biogeochemical cycles of an ecosystem and often results in biodiversity loss, GHG emissions, eutrophication, soil erosion and further processes creating pressure on nature. The scope, patterns and pathways of land-use and its consequences are highly dependent on historical and economic trajectories. As one of the former states of the Federal Republic of Yugoslavia, Montenegro underwent the conflictual and volatile history of the Balkans. The process of industrialisation and the creation of jobs in the secondary and tertiary sector during the economic revitalisation within the Federal Republic of Yugoslavia, combined with the aging of people engaged in land-use activities, lead to increased abandonment of farmland and renaturalisation of agricultural plots. This study firstly tries to answer how these political and societal developments shaped the anthropogenic impact on Montenegro's terrestrial ecosystems due to land-use from 1962 to 2011. Secondly this study analyses the potential of a conversion to organic agriculture in Montenegro and what it needs to establish organic agriculture.

To analyse the effects of land-use change on Montenegrine ecosystems the concept and the corresponding accounting framework of "Human Appropriation of Net Primary Production" (HANPP) was applied. HANPP is a socio-ecological indicator, which explicitly links natural with socioeconomic processes and provides a comprehensive picture of the impacts of land-use changes on the energy flows in terrestrial ecosystems.

The results indicate that land-use intensity in Montenegro is generally very low compared to other European countries. In Montenegro the appropriation of NPP even decreased from 29% in 1962 to 20% in 2011 whereas the European average is 43% around the millennium change. But while in most western European countries biomass harvest constitutes the main part of HANPP, the loss of NPP due to land-use change makes up the bigger part of HANPP in Montenegro throughout the whole period of investigation. This indicates that a huge potential of increasing yields in harvest through more efficient land management without increasing the total HANPP exists in this country. Put in the context of historical developments the outcomes show that HANPP was relatively stable until the outbreak of Yugoslavian wars and hence has been decreasing since then. This development is amongst others the consequence of economic policies, which focused primarily on the promotion of tourism and the private sector while agriculture and forestry were strongly neglected.

The low land use intensity potentially presents an ideal precondition for increasing yields with organic means. Since Nitrogen is a limiting factor in organic agriculture, Montenegro would need to triple their livestock in order to produce enough manure for the whole cultivable area. This study reveals that, despite a hypothetical tripling of livestock, grazing intensity would still be at low intensity. Thus, the results indicate that a conversion to organic agriculture is ecologically feasible. Further research, however, is needed with regard to crop rotation and its impact on the nutrient balance.

Kurzfassung

Landnutzung ist Ausdruck der Interaktion von Natur und Gesellschaft. Während Land der Gesellschaft wichtige Ressourcen wie Nahrung, Textilfasern oder Brennstoffe zur Verfügung stellt, hat Landnutzung beträchtlichen Einfluss auf Hydrologie, Ökologie, Geomorphologie, biogeochemische Kreisläufe und das Klima (Liverman und Cuesta 2008). Die vorliegende Arbeit analysiert die Landnutzung Montenegros und deren historischen Wandel über den Zeitraum 1962 bis 2011. Als einer der ehemaligen Staaten der Jugoslawischen Republik bedeutete dieser Abschnitt für Montenegro eine Zeit großer sozio-ökonomischer und institutioneller Veränderungen. Hand in Hand mit der in Gang gesetzten Industrialisierung und dem wachsenden Dienstleistungssektor verringerte sich die ländliche Bevölkerung drastisch, was zu vermehrter Landaufgabe und Renaturalisierung landwirtschaftlicher Fläche führte. Aus diesem Grund geht die vorliegende Arbeit einerseits der Frage nach, welchen Einfluss die politischen und gesellschaftlichen Entwicklungen dieser Zeit auf den menschlichen Eingriff in die terrestrischen Ökosysteme Montenegros durch Landnutzung hatten. Andererseits soll beantwortet werden, wie intensiv dieser Eingriff in die Natur ist und wie weit die vorherrschende Art der Landnutzung von einer biologischen Bewirtschaftung des Landes entfernt ist bzw. was es zu einer flächendeckenden Ökologisierung bedarf.

Um Landnutzungswandel in seinem historischen Kontext zu skizzieren und den menschlichen Einfluss auf die Energieflüsse eines Ökosystems zu quantifizieren bietet die Berechnung der *Human Appropriation of Net Primary Production* (HANPP) ein geeignetes Rahmenwerk. HANPP ist ein sozio-ökologischer Indikator, der natürliche mit sozio-ökonomischen Prozessen verknüpft und den Einfluss menschlicher Aktivitäten auf die Energieflüsse terrestrischer Ökosysteme misst.

Die Ergebnisse zeigen, dass die Landnutzungsintensität in Montenegro generell sehr gering ist im Vergleich zum europäischen Durchschnitt. Während die Aneignung von NPP in Montenegro sogar von 29% in 1962 auf 20% in 2011 sank, beläuft sich die europäische HANPP auf 43% um das Jahr 2000. Zudem trägt der Produktivitätsverlust durch Landnutzungsveränderung einen wesentlich höheren Teil zur HANPP bei als in den meisten europäischen Ländern. Dies impliziert, dass in Montenegro großes Potenzial liegt, Ernteerträge zu vergrößern, ohne die gesamte HANPP zu erhöhen. Die Resultate ergeben außerdem, dass die HANPP bis zum Ausbruch der Jugoslawienkriege relativ stabil blieb, danach jedoch abnahm. Dies ist unter anderem auf die Wirtschaftspolitik zurückzuführen, die sich auf die Förderung von Tourismus und den Privatisierungsprozess konzentrierte, während Land- und Forstwirtschaft stark vernachlässigt wurden.

Die niedrige Landnutzungsintensität erlaubt zudem eine Ertragssteigerung durch biologische Praktiken. Aufgrund der limitierenden Funktion von Stickstoff müsste der Nutztierbestand in Montenegro allerdings verdreifacht werden, um die Nährstoffversorgung auf der gesamten Anbaufläche zu gewährleisten. Die Beweidungsintensität wäre bei einer Verdreifachung des Nutztierbestandes immer noch niedrig, was eine Etablierung der biologischen Landwirtschaft in Montenegro aus ökologischer Sicht ermöglicht. Forschungsbedarf besteht bei der Rolle von Fruchtfolgen und deren Beitrag zur Stickstoffbilanz Montenegros.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	9
2	Untersuchungsgebiet: Montenegro	10
2.1	Der ökologische Staat Montenegro.....	10
2.2	Ökologische und sozio-ökonomische Bedeutung der Landnutzung in Montenegro	12
2.3	Biologische Landwirtschaft in Montenegro	13
3	Methode	15
3.1	Das Konzept der HANPP	15
3.2	Berechnung der HANPP in Montenegro.....	16
3.2.1	Allgemeine Datenverfügbarkeit & Einheit.....	16
3.2.2	Landnutzungskategorien	16
3.2.3	NPP_{pot}	18
3.2.4	$HANPP_{luc}$ und NPP_{act}	21
3.2.5	$HANPP_{harv}$	24
3.2.6	NPP_{eco}	38
4	Ergebnisse	39
4.1	Landnutzungs- und Landbedeckungsveränderung	39
4.2	NPP_{pot}	40
4.3	NPP_{act} , $HANPP_{luc}$	41
4.4	$HANPP_{harv}$	43
4.4.1	$HANPP_{harv}$ auf Ackerfläche	45
4.4.2	$HANPP_{harv}$ auf Grasland	46
4.4.3	$HANPP_{harv}$ auf Waldfläche	48
4.5	$HANPP$	49
5	Diskussion	52
5.1	Historische Kontextualisierung der Ergebnisse	52
5.2	Das Potenzial biologischer Landwirtschaft in Montenegro.....	57
5.3	Robustheit der Daten	65
6	Forschungsbedarf	69
7	Literaturverzeichnis	70

Abbildungsverzeichnis

Abb.1: Die fünf agrarökologischen Zonen Montenegros. Quelle: Turner u.a. (2006)	11
Abb.2: Definition der HANPP. NPPpot = potenzielle Vegetation. Nach einer Landnutzungsveränderung (Landconversion, HANPP _{luc}) bleibt NPPact (aktuelle Vegetation). Nach dem Ernteverfahren (Harvest, HANPP _{harv}) bleibt NPPeco. HANPP _{pue} = genutzte Ernte. Backfows = ungenutzte Ernte.	15
Abb.3: Kuh weidet auf Orangenplantage in der Nähe von Ulcinj	17
Abb.4: Karstlandschaft in Kotor.....	17
Abb.5: Die potentielle Vegetation Montenegros. Quelle: Cikovac (2002) nach Belcic und Lakusic (1983)	19
Abb. 6: Drei mit unterschiedlichen Modellen berechnete Versionen der NPPpot Montenegros von 1992 – 2011.....	20
Abb. 7: Mineralischer Düngemittleinsatz in Montenegro in kg/ha Anbaugebiet aus zwei unterschiedlichen Quellen (MONSTAT, Jugoslawien Statistik)	22
Abb.8: Pflanzenkorridore zwischen Ackerflächen in der Region Bar	23
Abb. 9: Entwicklung der a) Nutztierzahlen sowie der b) TLUs der Wiederkäuer in Montenegro von 1962 - 2011.....	27
Abb.10: Entwicklung des Kraftfutters auf Basis von FAO-Daten von 2006 – 2011 sowie der lineare Trend als Schätzung der Entwicklung vor 2006.....	31
Abb.11: Entwicklung der zur Verfügung stehenden Arten von Futter für Nutztiere in Montenegro von 1962 - 2011.....	31
Abb.12: Futtermittelbedarf der Monogastrier (Schweine und Geflügel – gestapelt) und das zur Verfügung stehende Kraftfutter in Montenegro von 1962 – 2011.....	32
Abb.13: Entwicklung der Zusammensetzung des Futters für Monogastrier von 1962 – 2011.....	33
Abb.14: Zwei Szenarien der HANPP _{harv} (Primärachse) sowied der HANPP (Sekundärachse) auf Waldflächen auf Basis zweier unterschiedlicher Datensätze zu Waldbrandschäden (MONSTAT, REC) von 2002 - 2013.....	36
Abb. 15: Landnutzungsveränderung in Montenegro von 1962 bis 2011.....	39
Abb. 16: Entwicklung der Brachflächen, des bestellten Ackerlandes sowie der Flächen unter Dauerkulturen in Montenegro von 1962 bis 2011.....	40
Abb.17: NPPpot der einzelnen Landnutzungskategorien in Montenegro von 1962 - 2011	41
Abb. 18: NPPact der Landnutzungskategorien Montenegros von 1962 – 2011.	41
Abb. 19: NPPact pro Hektar der Landnutzungskategorien Montenegros von 1962 - 2011.....	42
Abb. 20: Entwicklung der NPPact am gesamten Ackerland sowie auf bestellten Ackerflächen, Brachflächen und Korridoren in Montenegro von 1962 - 2011.....	42

Abb. 21: Die HANPP _{Pluc} der einzelnen Landnutzungskategorien in Montenegro von 1962 – 2011 in a) absoluten Werten und b) pro-Hektar Werten	43
Abb. 22: HANPP _{Pharv} der einzelnen Landnutzungskategorien Montenegros von 1962 – 2011 der Herrero-Version und des Graslandes der Krausmann-Version sowie der Anteil ungenutzter Ernte an der HANPP _{Pharv}	44
Abb. 23: Entwicklung der HANPP _{Pharv} der einzelnen Landnutzungskategorien pro Hektar von 1962 - 2011.....	45
Abb. 24: Primärachse: Anteil der verschiedenen Ackerpflanzengruppen an der gesamten HANPP _{Pharv} Montenegros von 1962 – 2011. Sekundärachse: HANPP _{Pharv} und der Anteil ungenutzter Ernte in Montenegro von 1962 – 2011.....	46
Abb.25: HANPP _{Pharv} der zwei Varianten am Grasland sowie die MAX- und die MIN-Version der Krausmann-Variante, die Entwicklung der Anzahl der Wiederkäuer sowie deren TLUs und die Entwicklung der Heuproduktion von 1962 – 2011 in Montenegro	47
Abb. 26: HANPP _{Pharv} auf Waldflächen in Montenegro von 1962 – 2011 sowie die Holzernte zur Feuerholzproduktion in Wäldern im Staatsbesitz (Quelle: MONSTAT) und (Quelle: FODEMO)	48
Abb. 27: Entwicklung der HANPP in Montenegro von 1962 - 2011	49
Abb. 28: Entwicklung der HANPP (durchgezogene Linie) sowie der Anteil der HANPP _{Pluc} (strichlierte Linie) an der HANPP der einzelnen Landnutzungskategorien in Montenegro von 1962 - 2011.....	50
Abb. 29: Die Komponenten der HANPP sowie die <i>HANPP efficiency</i> und das Bevölkerungswachstum in Montenegro von 1962 - 2011.....	50
Abb. 30: Entwicklung der Bevölkerung sowie der ländlichen Bevölkerung, der HANPP _{Pharv} und der Ausstattung der landwirtschaftlichen Betriebe mit Traktoren in Montenegro von 1962 – 2011.	53
Abb. 31: Ernteerträge von Weizen, Grünen Bohnen und Melonen in Montenegro sowie in biologischem und konventionellem Anbau in Italien und Albanien in [t/ha/ya]. Quelle: (de Ponti, Rijk, und van Ittersum 2012).....	58
Abb. 32: Potenzieller Wirtschaftsdüngeranfall nach Tierart in % im Jahr 2010 in Montenegro	61
Abb. 33: Landnutzungsdatensatz von MONSTAT von 2008 - 2015.....	65
Abb. 34: Stickstoffquellen in der österreichischen Landwirtschaft – Durchschnitt von 1995 – 2007 in %. Quelle: (Statistik Austria 2010).....	69

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: <i>Loss expansion factor</i> . Quelle: Krausmann u.a. (2013, 10).....	22
Tabelle 2: Wassergehalt der in Montenegro angebauten Feldfrüchte. Quelle: Krausmann u.a. (2013)	24
Tabelle 3: Harvest Factor. Quelle: Krausmann u.a. (2013), * = Wirsenius (2000), ° = Annahme der Autorin.....	25
Tabelle 4: Multiplikatoren des Harvest Factors für die Region Osteuropa. Quelle: Krausmann u.a. (2013)	25
Tabelle 5: <i>Recovery Rate</i> der in Montenegro angebauten Feldfrüchte. Quelle: Krausmann u.a. (2013), ° = Annahme der Autorin.....	26
Tabelle 6: Multiplikatoren des <i>Efficiency Factors</i> und Futtermittelbedarf der Nutztiere Montenegros von 1962 - 2010.....	29
Tabelle 7: Wassergehalt der Komponenten des in Montenegro verfütterten Kraftfutters.	30
Tabelle 8: Futtermittelbedarf der vier Tiergruppen des Systems LGH. Quelle: Herrero u.a. (2013)	34
Tabelle 9: Verhältnis der jeweiligen Wiederkäuer für Milch- bzw. Fleischproduktion im Jahr 2010. Quelle: MONSTAT (2011)	34
Tabelle 10: Faktoren zur Berechnung der HANPP _{Pharv} auf Waldflächen.	37
Tabelle 11: Futtermittelbedarf der Ziegen in [t TG/Jahr]	38
Tabelle 12: NPP _{pot} der einzelnen Landnutzungskategorien von 1962 – 2010 in [t TG/ha/Jahr]	40
Tabelle 13: HANPP _{Pharv ue/Kopf/Jahr} in Montenegro von 1962 – 2010 in [t TG/Kopf/Jahr]	56
Tabelle 14: Faustzahlen zur Berechnung des Anfalls von Wirtschaftsdünger sowie dessen lager- fallender* Stickstoff(N)-Gehalt. Quelle: (Galler 2009; LAZBW 2017; Baumgarten 2017; LWHS, o. J.).	61
Tabelle 15: Stickstoff-Input Intensität und Beweidungsintensität.....	62
Tabelle 16: Differenz der NPP _{pot} und HANPP auf Basis von zwei unterschiedlichen Modellierungen der NPP _{pot} in [Mt TG/Jahr]	68

1 Einleitung

Landnutzung ist eine sozio-ökonomische Aktivität zur Nutzbarmachung von Landfläche und somit ein Ausdruck der Interaktion von Natur und Gesellschaft. Land stellt der Gesellschaft wichtige Ressourcen wie Nahrung, Textilfasern oder Brennstoffe zur Verfügung (Verburg u. a. 2015). Landnutzung hat jedoch beträchtlichen Einfluss auf Hydrologie, Ökologie, Geomorphologie, biogeochemische Kreisläufe und das Klima (Liverman und Cuesta 2008). Folgen von Landnutzung sind unter anderem Biodiversitätsverlust, die Freisetzung von Kohlenstoff sowie die Emission von Treibhausgasen, Eutrophierung, Oberbodenverlust und viele weitere Prozesse, die Druck auf die Natur ausüben (Plutzer u. a. 2016).

Die vorliegende Arbeit analysiert die Landnutzung Montenegros und deren historischen Wandel über den Zeitraum 1962 bis 2011, ein Abschnitt, der für Montenegro eine Zeit großer sozio-ökonomischer und institutioneller Veränderungen bedeutete. In diesen knapp 50 Jahren erlebte das Land eine Phase der Industrialisierung im Rahmen der Föderativen Volksrepublik Jugoslawien, deren politischen Zerfall, begleitet von den Jugoslawienkriegen, sowie die Abstimmung zur Unabhängigkeit Montenegros von Serbien. Hand in Hand mit der in Gang gesetzten Industrialisierung und dem wachsenden Dienstleistungssektor verringerte sich die ländliche Bevölkerung drastisch, was zu vermehrter Landaufgabe und Renaturalisierung landwirtschaftlicher Fläche führte. Land- und forstwirtschaftliche Aktivitäten, die seit jeher als Überlebensstrategien dienten, nahmen ab. Die Analyse der Landnutzung soll daher einerseits Aufschluss darüber geben, welchen Einfluss die politischen und gesellschaftlichen Entwicklungen dieser Zeit auf den menschlichen Eingriff in die terrestrischen Ökosysteme Montenegros durch Landnutzung hatten. Andererseits soll beantwortet werden, wie intensiv dieser Eingriff in die Natur ist und wie weit die vorherrschende Art der Landnutzung von einer biologischen Bewirtschaftung des Landes entfernt ist. Was bedarf es für eine flächendeckende Ökologisierung Montenegros?

Um Landnutzungswandel in seinem historischen Kontext zu skizzieren und den menschlichen Einfluss auf die Energieflüsse eines Ökosystems zu quantifizieren bietet die Berechnung der *Human Appropriation of Net Primary Production* (HANPP) ein geeignetes Rahmenwerk. In den letzten Jahren wurden zahlreiche HANPP-Studien auf Länder-, regionaler sowie globaler Ebene publiziert, die zu einem umfassenderen Verständnis von Landnutzungswandel und dessen Treiber unter verschiedenen sozial-ökologischen Voraussetzungen beitragen. In Europa existieren Berechnungen zur HANPP industrialisierter, westeuropäischer Staaten wie z.B. Spanien (Schwarzlmüller 2009), Italien (Niedertscheider und Erb 2014), Österreich (Haberl u. a. 2001), Deutschland (Niedertscheider u. a. 2014) und England (Musel 2009), aber auch zu osteuropäischen Ländern wie Ungarn (Kohlheb und Krausmann 2009) oder Tschechien (Vačkář und Orlitová 2011), die andere Entwicklungspfade einschlugen. Das einzige südosteuropäische Land, das bis dato aus einer HANPP-Perspektive studiert wurde, ist Albanien (Gingrich u. a. 2015), allerdings nur im Rahmen einer neun-Länder Studie. So ist die Balkanhalbinsel ein noch weißer Fleck auf der HANPP-Landkarte und die Auswirkungen des Zerfalls Jugoslawiens auf Biomasseflüsse in den ehemaligen Mitgliedstaaten noch nicht erforscht. Die Ergebnisse der HANPP-Berechnung dienen anschließend dazu, die Bewirtschaftungsintensität des landwirtschaftlichen Systems zu analysieren und die Machbarkeit der Umsetzung biologischer Landwirtschaft zu bewerten.

Im Folgenden wird zuerst das Untersuchungsgebiet vorgestellt und insbesondere auf seine ökologischen Gegebenheiten und die sozio-ökonomische Bedeutung der Landnutzung eingegangen sowie eine Bestandsaufnahme der biologischen Landwirtschaft in Montenegro

gemacht. Im zweiten Teil wird die Methode beschrieben und detailliert erläutert, wie die HANPP Montenegros berechnet wurde. Der dritte Abschnitt widmet sich der Vorstellung der Ergebnisse der Berechnung, die schließlich in der Diskussion interpretiert und in den historischen Kontext Montenegros gesetzt sowie in das Feld des biologischen Landbaus eingeordnet werden. Die Arbeit schließt mit einem kurzen Ausblick auf weiteren Forschungsbedarf in diesem Gebiet.

2 Untersuchungsgebiet: Montenegro

Montenegro liegt mit einer Fläche von 13.812km² im Südosten Europas und grenzt an Kroatien, Bosnien und Herzegowina, Serbien, den Kosovo, Albanien und an das adriatische Meer. 2016 lebten in der Republik 626.100 Menschen, was eine Bevölkerungsdichte von 45 Personen pro km² ergibt und Montenegro zu einem der am dünnsten besiedelten europäischen Länder macht (Turner 2006, 20). Die ersten Zeichen der Besiedlung des montenegrinischen Gebiets von Illyrern sind bereits in das 7. Jhdt v.Chr. zurückzudatieren (Fleischhacker 2008). Im Laufe der Völkerwanderung der Slawen im 6. Jhdt. trafen die ersten Slawen aus dem Baltikum und Polen ein und gründeten das Königreich Duklija. Nach der erfolgreichen Verteidigung gegen die Osmanen wurde am Berliner Kongress 1878 das Territorium Montenegros verdoppelt und die Grenzen in etwa so gesetzt, wie sie noch heute verlaufen. Während des ersten Weltkrieges okkupierten österreichisch-deutsche Truppen Montenegro, wurden jedoch bald von serbischen Truppen abgelöst, die Montenegro annektierten. Damit verschwand Montenegro vorerst als unabhängige politische Einheit von der Landkarte und wurde zu einer der sechs Teilrepubliken Jugoslawiens. Mit dem Tod Titos begann Jugoslawien zu bröckeln und bis 1991 war Slowenien, gefolgt von Kroatien und Makedonien aus der Föderation ausgetreten, sodass nur mehr Serbien und Montenegro Jugoslawien bildeten. Doch auch in Montenegro formten sich Unabhängigkeitsbestrebungen, die zu einem Referendum führten, bei dem über den Verbleib Montenegros bei Serbien entschieden werden sollte. Mit 55,5% wurde im Jahr 2006 für die Unabhängigkeit von Serbien gestimmt. Der EU-Beitritt als unabhängiger Staat ist eines der grundlegenden Ziele Montenegros für die Zukunft. Während die Beitrittsverhandlungen bereits laufen, ist frühestens 2021 mit einer vollen Mitgliedschaft zu rechnen (Luksić und Katnic 2016, 692).

2.1 Der ökologische Staat Montenegro

Am 20. September 1991 erklärte sich Montenegro zum „ökologischen Staat“ (Republik Montenegro 1991). In der Deklaration verpflichtet sich das Parlament dem Schutz der Natur, welche die Grundlage für das Überleben und den Wohlstand der montenegrinischen Bevölkerung darstellt. Das Land wurde vom ECNC (European Center of Nature Conservation) als Biodiversitäts-Hotspot identifiziert und Studien betonen die vielfältigen natürlichen Ressourcen Montenegros (Griffths, Krystufek, und Reed 2004). Trotz der sehr kleinen Fläche weist das Land eine große Vielfalt an ökologischen Bedingungen auf. Montenegro ist Teil von zwei der elf europäischen biogeografischen Regionen: die alpine und die mediterrane Zone (Liamine 2002). Die alpine Region im Nordosten des Landes liegt in den südlichen Ausläufern des dinarischen Gebirges und steht damit unter dem Einfluss kontinentalen Klimas. Die mediterrane Region umfasst den Südwesten Montenegros und besteht vorwiegend aus der ebenso bergigen Küstenregion an der Adria, wo Mittelmeerklima vorherrscht. Daher fällt auch der Niederschlag sowie die Temperatur in den verschiedenen Regionen sehr unterschiedlich aus. Während an der Küste durchschnittlich 1260mm (Ulcinj) bis 1940mm (Herceg Novi) Niederschlag fallen, liegt das Jahresmittel in Zentralmontenegro bei 2000mm

bis sogar 4500mm und im Nordosten nur bei 800mm (Plevlja) bis 1345mm (Mojkovac) (Turner 2006, 22). Ungefähr 55% der gesamten Landesfläche liegen über 1000m Seehöhe (Dubljević 2009, 7) und mit 2523m ist Bobotov Kuk der höchste Gipfel. Montenegro gilt als „Biodiversitäts-Hotspot“ (Kapa 2010, 2) und hat mittlerweile fünf Nationalparks, die zum Schutz der zahlreichen endemischen Pflanzen- und Tierarten etabliert wurden. In Summe decken die Schutzgebiete 9% der Landesfläche ab (Kovacevic 2011, 6) und befinden sich in den unterschiedlichen biogeographischen Zonen. Der Skutarisee ist einer der wichtigsten Überwinterungsgebiete für Wasservögel in Europa, die Tara-Schlucht ist UNESCO Biosphärenreservat und Weltnaturerbe, das Gebirgsmassiv Durmitor umfasst 18 Gletscherseen, welche sich zu Torfmooren entwickeln und damit als eines der Biodiversitätszentren des Balkans gilt und der Nationalpark Biogradska Gora besteht unter anderem aus Urwald (Grimes u. a. 2005, 13).

Diese Diversität natürlicher Bedingungen hat eine hohe Relevanz für die Landnutzung, weshalb Montenegro in weitere fünf Unterkategorien, den agroökologischen Zonen, unterteilt werden kann. Diese Zonierung wurde auf der Basis klimatischer Bedingungen, landwirtschaftlicher Produktionsstrukturen, Ertragsgröße und Viehdichte vorgenommen, wobei keine der Regionen als homogen bezeichnet werden kann (Turner 2006, 23) und ist auf Abbildung 1 veranschaulicht.

Die **Küstenregion** (*Coastal Region*) deckt 11,5% der Landesfläche ab und besteht aus einem maximal 15km breiten Streifen, der an das adriatische Meer grenzt. Die hier situierten knapp 10% der landwirtschaftlichen Flächen Montenegros sind relativ fruchtbar, da sie sich aus Diluvial- und Alluvialböden in den unteren Terrassen und an den Bergfüßen zusammensetzen. Die Tiefebene sind daher besonders geeignet, um subtropische Früchte, Oliven und Gemüse anzubauen, während die Bergkette entlang des Küstenstreifens gute Bedingungen

für die Viehzucht kleiner Wiederkäuer, sowie Honigproduktion und medizinische Kräuter aufweist.



Die **Zeta-bjelopavlići Region** umfasst 14% der Landesfläche und die größten Karstsenkungen Montenegros (Nikšić-Ebene, Bjelopavlići-Ebene, Zeta-Ebene), welche an keiner Stelle 200m Seehöhe überschreiten. Sie gilt aufgrund ihres submediterranen Klimas und dem überwiegend aus Braunerde bestehenden Bodens als die fruchtbarste Region. Für einen hohen Ernteertrag ist Bewässerung aufgrund der heißen und trockenen Sommer in dieser Region allerdings unerlässlich.

Abb.1: Die fünf agrarökologischen Zonen Montenegros.
Quelle: Turner u.a. (2006)

Gemüse, Früchte, Wein und die meisten Getreidearten werden hier angebaut, weshalb diese Region aus agrarökonomischer Sicht hohe Wichtigkeit für Montenegro besitzt. Die größte

Weinplantage, „Plantaže“, sowie die zwei größten Städte, Podgorica und Nikšić, befinden sich in der Zeta-bjelopavličić Region.

Obgleich die **Karstregion** (*Karstic Region*) 21% der Landesfläche umfasst, ist nur ein sehr kleiner Teil davon Ackerland (8%) (Turner 2006, 25). Hauptsächlich in den verstreuten Erdfällen und Vertiefungen wird das Land kultiviert, der Großteil besteht allerdings aus steinigem Terrain. In Kombination mit den dünnen Sommerperioden weist diese Region sehr ungünstige Bedingungen für Pflanzenwachstum auf. Der bedeutendste landwirtschaftliche Sektor ist daher die Viehwirtschaft, insbesondere Schaf- und Ziegenhaltung.

Die **nördliche Gebirgsregion** (*Northern-mountainous Region*) ist mit 32.5% die größte Region Montenegros und umfasst alle zentralen und nördlichen Gebirgsgemeinden des Landes. Geprägt von zahlreichen Plateaus mit tiefem Boden wird diese Region einerseits zur Produktion von Kreuzblütlern und Kartoffeln und andererseits, aufgrund des großen Anteils an Weideland, zur Viehwirtschaft mit Rindern genutzt.

Die **Polimlje-Ibar Region** (*Polimsko-ibarski Region*) umfasst ähnlich der Karstregion 20,5% der Landesfläche, verfügt jedoch über den größten Anteil der Ackerfläche Montenegros (knapp 33%). Aufgrund der guten Bodenbeschaffenheit (Alluvial-, Diluvialböden, saure Braunböden, Seesediment) und der klimatischen Bedingungen wird in dieser Region Ackerbau, Gemüse- und Obstproduktion sowie Viehwirtschaft gleichermaßen betrieben.

2.2 Ökologische und sozio-ökonomische Bedeutung der Landnutzung in Montenegro

Landnutzungsveränderungen durch die Bevölkerungen in Montenegro finden seit dem Neolithikum statt. Mit dem Beginn des Übergangs der Jäger- und Sammlergesellschaft zur Sesshaftigkeit in Europa fingen die Menschen an, in die in Montenegro vorherrschenden Waldökosysteme einzugreifen. Aufgrund des großen Flächenbedarfs der Viehwirtschaft wurden zuerst die Küstenregionen und später die Gebirgsregionen abgeholzt um landwirtschaftliche Flächen zu erhalten (FODEMO 2008, 8). Wälder blieben hauptsächlich in weniger leicht zugänglichen Regionen bestehen, sowie auf Arealen, die zum Sammeln von Feuerholz dienten (ebd.). Aufgrund der Abnahme der Viehwirtschaft nimmt die Waldfläche in den letzten Jahrzehnten wieder zu.

Heute ist in Montenegro ein Großteil der landwirtschaftlichen Flächen als HNPF (*High Nature Value Farming*) klassifiziert (Oppermann, Beaufoy, und Jones 2012). HNPF beschreibt traditionsreiche, arbeitsintensive Bewirtschaftungssysteme niedriger Intensität, die sehr gut an die lokalen natürlichen Bedingungen angepasst sind. Diese Bewirtschaftungssysteme schufen wertvolle Habitate für Biodiversität und sind für deren Erhaltung essentiell (Europäische Kommission 2014). Landnutzung in Montenegro trägt demnach zur Aufrechterhaltung wichtiger Kreisläufe und Funktionen der Natur bei. Neben der ökologischen Funktion kam der Landwirtschaft in Montenegro eine große wirtschaftliche Bedeutung zu und sie machte lange Zeit den größten ökonomischen Sektor aus (Mijanović 2015, 242). Landwirtschaft schuf eine essentielle Einkommensquelle und spielte gleichzeitig eine wichtige Rolle für die Ernährungssicherheit für die vorwiegend ländliche Bevölkerung (Oppermann, Beaufoy, und Jones 2012, 304). Landwirtschaftliche sowie forstwirtschaftliche Aktivitäten schufen nicht nur Arbeitsplätze, sondern nahmen vielmehr den Stellenwert von Überlebensstrategien ein (Znaor und Landau 2014, 222).

Der landwirtschaftliche Anteil am BNP (Jagd und Forstwirtschaft inkludiert) betrug im Jahr 2001 11,5% und sank bis zum Jahr 2012 auf 9% (MONSTAT). Für die Jahre vor 2001 sind keine Daten erhältlich, doch geht aus der Literatur hervor, dass der Anteil wesentlich höher war. Die Rolle der Landwirtschaft in der montenegrinischen Wirtschaft ist allerdings auch für die Jahre nach 2001 nicht leicht zu erfassen, da die Qualität der Daten diesbezüglich unzureichend ist (Turner 2006, 21). MONSTAT führt beispielsweise offiziell in landwirtschaftlichen Unternehmen angestellte Personen in der Statistik an (im Jahr 2003 1496 Personen oder 0,2% der Gesamtbevölkerung), allerdings nicht jene, die in einem Familienbetrieb¹ tätig sind, jedoch den wesentlich größeren Anteil darstellen. Im EU Strategiepapier zur Landwirtschaft Montenegros wird beschrieben, dass zwischen 1961 und 2003 der Anteil der aktiven landwirtschaftlichen Bevölkerung an der gesamten aktiven Bevölkerung von 53.6% auf nur 8.8% sank. Kerckhof u.a. (2016) sprechen sogar von einem Rückgang der in der Landwirtschaft Tätigen von 75% in 1948 auf 5% in 1981. Obgleich die verfügbaren Zahlen stark divergieren, wird der drastische Rückgang der aktiven landwirtschaftlichen Bevölkerung deutlich.

Die Landwirtschaftszählung im Jahr 2010 (Statistical Office of Montenegro 2011) erhob die in der Landwirtschaft aktiven Personen und zählte 98.949 Personen (15.9% der Gesamtbevölkerung), wovon 99,4% in Familienbetrieben tätig sind. Der größte Anteil der in Familienbetrieben Tätigen ist über 65 Jahre alt (23,59%). Die Anzahl der Familienbetriebe in Montenegro im Jahr 2010 beträgt 48.824, während nur 46 landwirtschaftliche Betriebe als Unternehmen angemeldet sind. Die durchschnittliche Größe der Familienbetriebe beträgt 4.4ha, jene der landwirtschaftlichen Unternehmen 186.4ha. Familienbetriebe nutzen 72.2% der landwirtschaftlichen Fläche Montenegros und davon sind über 96% Wiesen und Weideland. Ackerland, Gemüse-, Obst-, Weingärten und Baum- oder Pflanzenschulen umfassen weniger als 4%.

2.3 Biologische Landwirtschaft in Montenegro

Die ökologischen Bedingungen Montenegros sowie die sozio-ökonomischen Daten zur Landnutzung deuten auf ein sehr extensives Management von landwirtschaftlicher Fläche hin. Studien betonen, dass Montenegro sein natürliches Potenzial nicht ausschöpft und die Etablierung biologischer Landwirtschaft eine Möglichkeit darstellt, die natürlichen Ressourcen auf eine nachhaltige Art und Weise zu nutzen (Vittuari 2011). Biologische Landwirtschaft wird oft als Alternative zur intensiven und konventionellen Landwirtschaft und als Form nachhaltiger Landwirtschaft betrachtet (Znaor und Landau 2014). Im Gegensatz zu vielen anderen Formen nachhaltiger Landwirtschaft ist der biologische Landbau klar definiert und unterliegt Regulationen zur Produktion, Verarbeitung und zum Handel von Nahrungsmitteln (Seufert, Ramankutty, und Mayerhofer 2017). Zertifizierungsorgane kennzeichnen Produkte, die unter biologischen Bedingungen hergestellt wurden, wodurch es KonsumentInnen ermöglicht wird, zwischen biologischen und nicht-biologischen Produkten zu unterscheiden. Die wichtigsten Prinzipien der biologischen Landwirtschaft sind der Ausschluss von synthetischen Düngemitteln und Pestiziden, Futtermittelzusatzstoffen, synthetischer Veterinärmedizin und gentechnisch veränderten Organismen. Zudem zielt biologische Landwirtschaft darauf ab, durch sorgfältige Planung die Bodenfruchtbarkeit,

¹ Ein Familienbetrieb ist laut MONSTAT ein Haushalt, der 1ha oder weniger Land für landwirtschaftliche Zwecke nutzt und folgendes besitzt: 1 Kuh und 1 Kalb, oder 1 Kuh und 1 Kalbin, oder 1 Kuh und 2 ausgewachsene kleine Wiederkäuer, oder 5 erwachsene Schafe oder Ziegen, oder 3 erwachsene Schweine, oder 4 erwachsene Ziegen und/oder Schafe, oder 50 Stück Geflügel, oder 20 Bienenstöcke. (Statistical Office of Montenegro 2011)

Biodiversität und die Fähigkeit der Selbstregulierung des Ökosystems zu erhalten und zu fördern (Kristiansen u. a. 2006).

Biologische Landwirtschaft in Montenegro ist wie der landwirtschaftliche Sektor generell ein sehr kleiner Markt. Im Jahr 2010 gab es 67 biologische Betriebe, wobei 60 davon noch im Umstellungsprozess waren (GIZ 2013). Mit 110ha wurden in diesem Jahr 0,7% der landwirtschaftlichen Fläche biologisch bewirtschaftet (Znaor und Landau 2014). Seit dem Jahr 2006 existiert die vom Landwirtschaftsministerium anerkannte Zertifizierungsstelle *Monteorganica* (Vittuari 2011). In der nationalen Landwirtschaftspolitik wird die Entwicklung des biologischen Landbaus als Priorität bezeichnet. Seit 2004 sind die Richtlinien für den biologischen Landbau rechtlich geregelt, wodurch das gesetzliche Rahmenwerk und somit die Grundlage für den biologischen Landbau gelegt ist. (ebd.).

Obwohl das rechtliche Rahmenwerk steht, bleibt die öffentliche Förderung der ProduzentInnen jedoch aus. Die fehlende finanzielle Unterstützung wird in mehreren Berichten als größtes Hindernis der Etablierung biologischer Landwirtschaft betrachtet (GIZ 2013; Vittuari 2011). Auch ist die fehlende Ausbildung eine Herausforderung bei der Umsetzung (Europäische Kommission 2014; Znaor und Landau 2014). Das Ausbildungssystem sowie die Wissensgeneration bezüglich landwirtschaftlichen Themen und Praxen sind generell wenig entwickelt und nur 1,5% der landwirtschaftlich aktiven Bevölkerung hat eine landwirtschaftliche Ausbildung absolviert (Znaor und Landau 2014). Unzureichendes Wissen über moderne Produktionstechniken und Technologien der biologischen Landwirtschaft stellt daher eine Hürde für dessen Umsetzung dar (GIZ 2013). Zudem wurde in persönlichen Gesprächen mit LandwirtInnen deutlich, dass der erforderliche bürokratische Aufwand bei einer Umstellung von konventioneller auf biologische Landwirtschaft sehr viel Zeit in Anspruch nähme und für viele eine große Herausforderung darstelle.

Ein weiterer Grund für das kleine Ausmaß des biologischen Landbaus in Montenegro ist die mangelnde Nachfrage nach biologisch hergestellten Produkten (GIZ 2013). Die großen Supermarktketten „Mercator“ und „Voli“ wären durchaus bereit, biologisch zertifizierte Produkte aus Montenegro in ihr Sortiment aufzunehmen, spüren aber einen zu geringen Bedarf. Auch „BioMontenegro“, das einzige Geschäft, welches hauptsächlich biologisch produzierte Produkte verkauft, beteuert, dass sich die Nachfrage seit 10 Jahren nicht gesteigert hat. Dies liegt vor allem daran, dass biologisch zertifizierte Produkte teilweise um 100% teurer als konventionell hergestellte sind und die Bevölkerung Montenegros durchschnittlich eine sehr geringe Kaufkraft aufweist (ebd.).

Landwirtschaft hat am Balkan eine negative Konnotation und wird oft mit Rückständigkeit verbunden. Die Bauern und Bäuerinnen der Region bewirtschaften ihr Land meist deswegen, weil es die einzige Möglichkeit ist Einkommen zu generieren. Kooperationen zwischen Betrieben existieren kaum und wenige LandwirtInnen sind mit Themen wie Umwelt- und Tierschutz, bürokratischen Formalitäten oder Ausblendungskursen vertraut. Zudem verlassen sich die meisten Bauern und Bäuerinnen auf ihre praktische Erfahrung und Tradition, was oft Hand in Hand mit einer Skepsis gegenüber modernen Methoden und Kenntnissen geht. Znaor und Landau (2014) nehmen an, dass aus diesen Gründen die Umsetzung biologischer Landwirtschaft in Montenegro ein langer und schwieriger Prozess werden könnte. Es wird einige Zeit benötigen, eine genügend große und kritische Masse aufzubauen, um das Rad des biologischen Landbaus zum Laufen zu bringen.

3 Methode

3.1 Das Konzept der HANPP

HANPP (*Human Appropriation of Net Primary Production*) ist ein sozial-ökologischer Indikator, der menschliche Eingriffe in die Natur messbar macht. Er quantifiziert jene Menge Biomasse, welche durch Landnutzung jährlich aus den terrestrischen Ökosystemen entnommen wird. Dadurch verbindet dieser Indikator gezielt sozio-ökonomische Aktivitäten mit Veränderungen in terrestrischen Ökosystemen und macht diese Prozesse quantitativ erfassbar und damit vergleichbar.

HANPP ist die Differenz zwischen der Biomasse, die ohne menschlichen Eingriff in einem Ökosystem verfügbar wäre, und der tatsächlich vorhandenen Biomasse in demselben System nach Landnutzungsveränderungen oder einem Energieentzug durch Ernte. Die gesamte Biomasse, welche durch Photosynthese von Pflanzen gewonnen wurde und in einem Ökosystem vorhanden ist, wird als Nettoprimärproduktion (NPP = Bruttoproduktion von Autotrophen - Respiration der Pflanzen) bezeichnet. Die NPP stellt gleichzeitig die energetische Grundlage für alle Heterotrophen dar (Haberl, Erb, und Krausmann 2014). Die potenziell verfügbare Biomasse eines Ökosystems ohne menschliche Eingriffe unter aktuellen klimatischen Bedingungen ist daher die NPP der natürlichen oder potenziellen Vegetation (NPP_{pot}), während die tatsächlich verfügbare Biomasse die NPP der aktuellen Vegetation (NPP_{act}) ist.

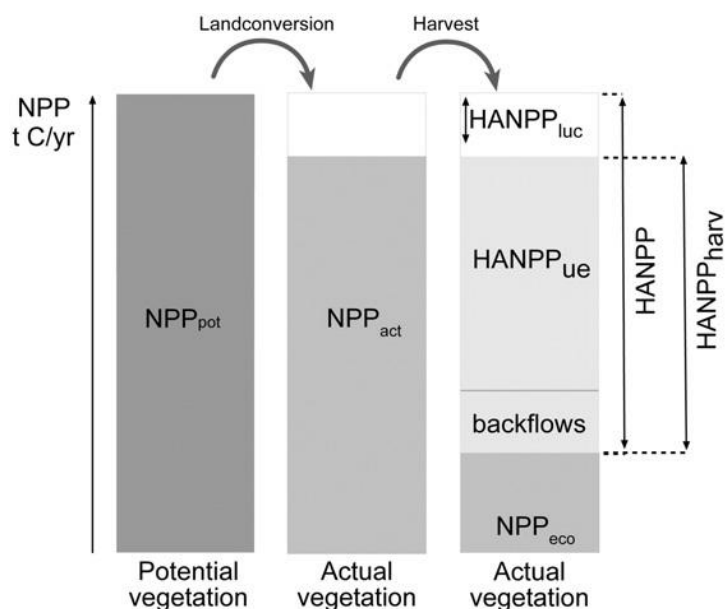


Abb.2: Definition der HANPP. NPP_{pot} = potenzielle Vegetation. Nach einer Landnutzungsveränderung (Landconversion, $HANPP_{luc}$) bleibt NPP_{act} (aktuelle Vegetation). Nach dem Ernteverfahren (Harvest, $HANPP_{harv}$) bleibt NPP_{eco} . $HANPP_{ue}$ = genutzte Ernte. Backflows = ungenutzte Ernte.

beeinflusst. Die Summe aus $HANPP_{luc}$ und $HANPP_{harv}$ ergibt die HANPP. Wird die HANPP von der NPP_{pot} abgezogen, ergibt das die NPP_{eco} , also jene lebende Biomasse, welche nach der Landnutzungsveränderung und dem Ernteverfahren im Ökosystem verbleibt.

3.2 Berechnung der HANPP in Montenegro

3.2.1 Allgemeine Datenverfügbarkeit & Einheit

Um die HANPP eines Landes zu berechnen, sind eine Reihe statistischer Daten notwendig. Die zentrale Datengrundlage für die HANPP-Berechnung in Montenegro ist die jährliche Statistik des montenegrinischen Statistikamtes (MONSTAT). Seit dem Jahr 1962 erhebt MONSTAT Daten zur Landnutzung und publiziert das Statistikjahrbuch. Zahlen zur Landnutzung der Jahre vor 1962 wurden in der Jugoslawien-Statistik festgehalten, allerdings in einem nicht ausreichenden Detaillierungsgrad, weshalb das Jahr 1962 als Startpunkt für diese Studie gewählt wurde. Daten ab dem Jahr 2014 wurden auf der Basis von Methodologie und Definitionen erhoben, welche mit den EU-Standards für Agrarstatistiken abgestimmt sind. Für die Jahre 2012 bis 2014 wurden Neuberechnungen für manche der benötigten Daten angestellt, um Vergleichbarkeit mit den neuen EU-Standards herzustellen. Einige wichtige und bis 2011 erhobene Datenposten fehlen ab 2012 jedoch gänzlich. Aus diesem Grund endet die Studie im Jahr 2011 und bezieht die Neuberechnungen nicht mit ein, abgesehen von jenen wenigen Datenposten, für die schon vor 2012 ausschließlich die Neuberechneten Werte verfügbar sind. Die Daten von MONSTAT werden ergänzt durch Daten der FAO (Food and Agricultural Organisation), welche in den meisten Fällen auf Schätzungen basieren, in den MONSTAT-Statistiken jedoch gar nicht vorhanden sind. Da die Datenbank der FAO Daten von Montenegro erst ab 2006 bereitstellt, werden die Werte für die vorhergehenden Jahre als linearer Trend errechnet. Alle Daten des Jahres 1993 (bzw. 1994 in der Nutztierstatistik) müssen interpoliert werden, da diese nicht verfügbar sind.

Ein zweiwöchiger Forschungsaufenthalt in Montenegro bildet eine weitere Grundlage für diese Studie. Gespräche mit ExpertInnen und landwirtschaftlich aktiven Personen sowie die Besichtigung zahlreicher landwirtschaftlich genutzter Flächen in allen Landesteilen liefern die Basis für fundierte persönliche Einschätzungen und Interpretation der Ergebnisse.

HANPP kann als Energiefluss, Kohlenstofffluss oder Trockenmasse berechnet werden. In dieser Arbeit wird die HANPP als Trockengewicht der ober- sowie unterirdischen Biomasse in Tonnen pro Hektar pro Jahr (t TG/ha/Jahr) berechnet. Zudem verfolgt diese Arbeit einen flächenspezifischen Ansatz, der die Auswirkungen von Landnutzung auf ein bestimmtes Ökosystem mit geografischen Grenzen, in diesem Fall die montenegrinische Staatsgrenze, misst. Die Auswirkungen auf Ökosysteme außerhalb dieser Grenzen, z.B. durch Konsum von importierten Produkten in Montenegro, werden dadurch außer Acht gelassen (SI Krausmann u. a. 2013, 3).

3.2.2 Landnutzungskategorien

Für die Berechnung der HANPP in Montenegro ist ein konsistenter Datensatz aller Landnutzungskategorien notwendig. Auf der Basis der MONSTAT-Statistik, dem NFI (*National Forest Inventory*) sowie Nyssen u.a. (2014) wird folgende Klassifikation erstellt: (1) Ackerland, (2) Grasland, (3) Wald, (4) andere bewaldete Flächen, (5) Siedlungsfläche und (6) Karstlandschaft.

Die Landnutzungskategorie **Ackerland** umfasst Ackerland, das ausschließlich für den Anbau von Getreide, Industriepflanzen, Gemüsekulturen und Futterpflanzen genutzt wird. Unbestelltes Ackerland (Grün-, Schwarzbrachen, nicht mehr kultiviertes Land), Obst- und Weinbaumschulen sowie mit Klee und Luzerne bedeckte Flächen zählen ebenso zu dieser Kategorie. Zudem inkludiert diese Kategorie Dauerkulturen wie Rebstöcke und 50% der als

Obstplantagen ausgewiesenen Flächen. Obstplantagen werden nur zur Hälfte in diese Kategorie gezählt, da diese Flächen meist auch zu Weidezwecken genutzt werden (Abb. 3).

Die Landnutzungskategorie **Grasland** umfasst alle Flächen, auf denen Weidetiere grasen. Das sind Wiesen, die mindestens fünf Jahre permanent genutzt werden, um Grünfütterpflanzen anzubauen, entweder durch Einsaat oder auf natürliche Weise, und die nicht in der Fruchtfolge des landwirtschaftlichen Betriebs stehen. Diese Flächen werden zu Weidezwecken oder zur Maht für die Heuproduktion genutzt. Ebenso in diese Klasse fallen Weideland, das ausschließlich zu Weidezwecken genutzt wird und die andere Hälfte der Obstplantagen-Flächen, die ebenso zu Weidezwecken verwendet werden.



Abb.3: Kuh weidet auf Orangenplantage in der Nähe von Ulcinj

Die Landnutzungskategorie **Wald** umfasst Flächen, die größer als 0,5ha und mit Bäumen bedeckt sind, die höher als fünf Meter sind und einen Kronenschluss von über 10% haben oder diese Schwellenwerte erreichen können.

Die Landnutzungskategorie **andere bewaldete Flächen** umfasst bewaldete Flächen, die größer als 0,5ha und von Bäumen bedeckt sind, die höher als 5m sind und einen Kronenschluss von 5-10% haben bzw. diese Schwellenwerte erreichen können. Auch in diese Kategorie fallen Flächen, mit einer gemischten Bedeckung aus Sträuchern, Büschen und Bäumen mit höherem Kronenschluss als 10%.

Die Landnutzungskategorie **Siedlungsfläche** umfasst jene Fläche, die durch Infrastrukturmaßnahmen versiegelt wurden (Straßen, Gebäude, Plätze, usw.), aber auch künstliche Grünflächen (Parks, Grünstreifen neben Straßen, Sportanlagen, usw.) innerhalb eines Siedlungsraumes.



Abb.4: Karstlandschaft in Kotor

Die Differenz zwischen der gesamten Landesfläche und der Summe aller aufgelisteten Landnutzungskategorien wird in dieser Studie als **Karstlandschaft** definiert, wie sie auf Abbildung 4 zu sehen ist. MONSTAT verfolgt keinen *closed-budget*-Ansatz, weshalb nicht geklärt ist, wie und ob das übrige Land genutzt wird und welche Vegetation diese Fläche bedeckt. Nyssen u.a. (2014) beschreiben eine Kategorie, die dieser Restfläche entspricht und bezeichnen sie als

„Karstlandschaft“. Diese Kategorie wird als Fläche definiert, auf der weniger als ein Drittel (Annahme in dieser Studie: 30%) mit Vegetation bedeckt ist, während das übrige Land nackte Erde oder Felsen ist. In dieser Studie wird angenommen, dass auf dem mit Vegetation bedeckten Teil der Karstlandschaften Weideaktivitäten der Nutztiere stattfinden. Bei diesen Flächen handelt es sich großteils nicht um natürliches Grasland sondern um potenzielle Waldflächen, die zur Nutzbarmachung des Landes gerodet wurden (FODEMO 2008).

Daten zu den einzelnen Landnutzungskategorien stammen großteils aus der MONSTAT-Statistik. Die Kategorie andere bewaldeter Flächen werden aus der NFI 2013 übernommen, da diese weder getrennt in der MONSTAT-Statistik geführt wird noch in der Kategorie Wald inkludiert ist. Daten zur Siedlungsfläche werden ebensowenig in der MONSTAT-Statistik angeführt, sondern sind nur teilweise auf Gemeindeebene verfügbar (Spalevic 2016). Telbisz u.a. (2014, 140) gehen auf der Basis von *Corine Land Cover* Daten aus dem Jahr 2006 davon aus, dass die versiegelte Fläche Montenegros bei ca. 1% der Landesfläche liegt. In der Studie von Haberl u.a. (2007) wird eine Infrastrukturfläche von 4% für das Jahr 2000 angenommen. Da das Konzept der HANPP davon ausgeht, dass Siedlungsgebiete nicht nur versiegelte Flächen sondern auch Grünflächen beinhalten, wird in dieser Studie der größere Wert von Haberl u.a. für die gesamte Zeitreihe verwendet.

3.2.3 NPP_{pot}

Die potenzielle Vegetation Montenegros setzt sich aus 18 Waldtypen und nur 2 Rasengesellschaften zusammen (Cikovac 2002, 26) und ist auf Abbildung 5 zu sehen. Buche, Tanne und Fichte dominieren die Waldtypen. Natürliches Grasland, in diesem Fall Kalkmagerrasen (*Oxytropidion dinaricae*), ist nur in Kamm- und Gipfelbereichen ab 2000m Höhe in Montenegro zu finden und aufgrund des kleinen Anteils an der Gesamtfläche (und der fehlenden Daten zu dieser Fläche) vernachlässigbar.

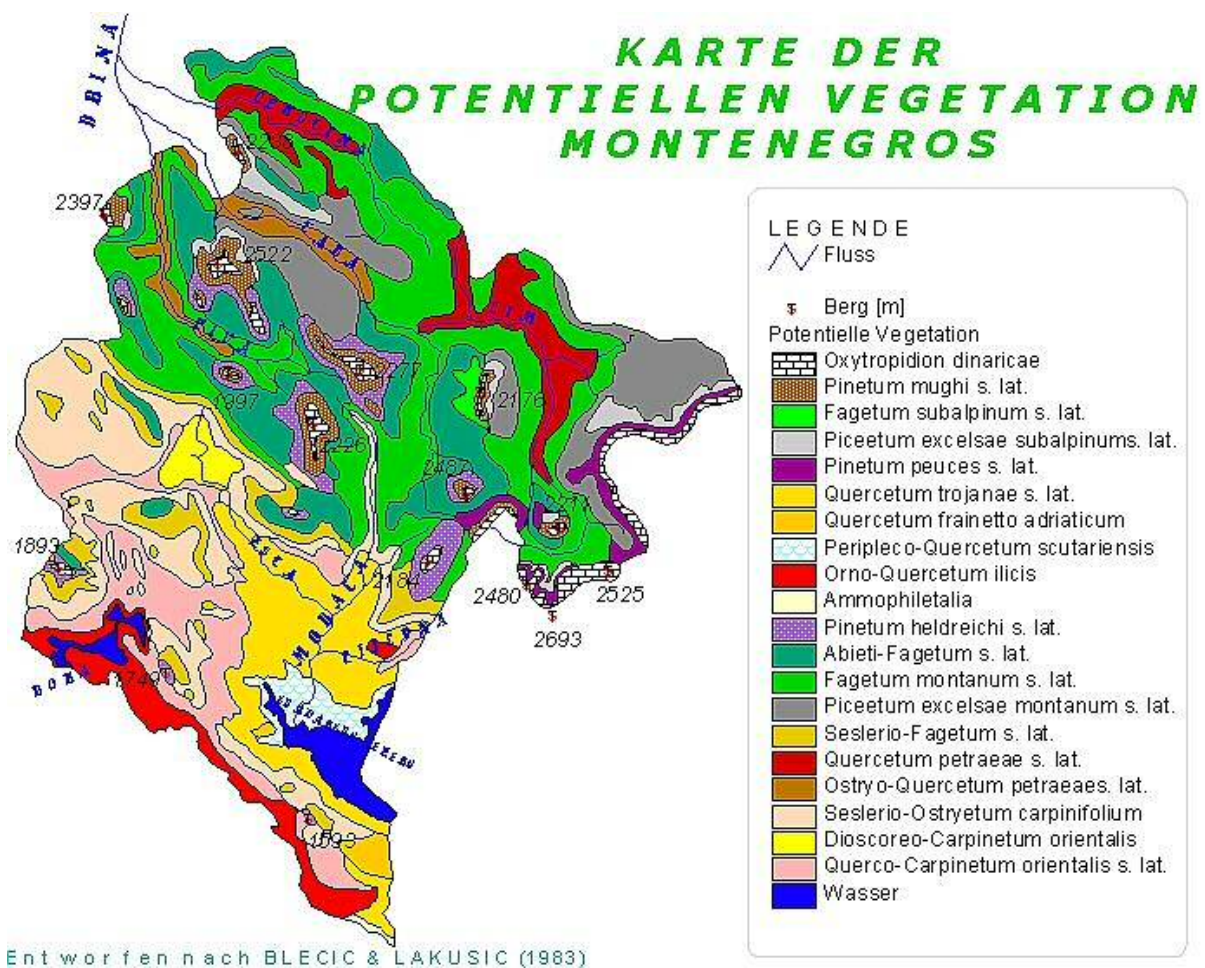


Abb.5: Die potentielle Vegetation Montenegros. Quelle: Cikovac (2002) nach Belcic und Lakusic (1983)

Die potenzielle NPP kann nicht gemessen, sondern muss mittels Vegetationsmodellen berechnet werden. Empirische Modelle verknüpfen die Produktivität eines Ökosystems mit Klimadaten (Temperatur, Niederschlag). Dynamische Vegetationsmodelle rechnen auf der Basis räumlich-expliziter Daten und simulieren eine Reihe ökologischer Prozesse, wie Bruttoproduktion und Respiration von Pflanzen, um schließlich die NPP_{pot} zu erhalten (Haberl, Erb, und Krausmann 2014). Die NPP_{pot} ist daher immer ein Schätzwert und bringt eine große Unsicherheit mit sich.

Zur Berechnung der NPP_{pot} Montenegros werden beide Ansätze (dynamisch und empirisch) verfolgt und drei verschiedene Datensätze herangezogen. Zweimal werden Daten verwendet, die mithilfe des dynamischen, globalen Vegetationsmodell *Lund-Potsdam-Jena managed Land* (DGVM-LPJmL) berechnet wurden (Bondeau u. a. 2007; Sitch u. a. 2003). Die erste Version basiert auf Daten der Studie von Plutzer u.a. (2016) zur Produktivität des gesamten Landes für die Jahre 1990, 2000 und 2006 in einer 1-km Auflösung. Für die zweite Version stammen die Daten zur NPP_{pot} aus der Studie von Krausmann u.a. (2013), welche mit demselben Modell berechnet wurden. Diese Ergebnisse stehen jedoch nur in einer sehr großen Auflösung zur Verfügung ($0,5^\circ$) und nur für den gesamten Staatenbund Jugoslawien. In der dritten Version wurde die NPP_{pot} mittels des Miami-Modells berechnet, welches von Lieth (Lieth und Whittaker 1975, 246) erarbeitet wurde. Als Modell-Input dienen jährliche Mittelwerte zu Temperatur und Niederschlag aus der MONSTAT-Statistik. Da es auf dem Minimumgesetz basiert, determiniert der niedrigste Temperatur- bzw. Niederschlagswert

das Ergebnis. Das Modell beruht außerdem auf Produktivitäts-Daten aus den 60er und 70er Jahren, weshalb die mit dem Miami-Modell berechnete NPP_{pot} für diese zwei Jahrzehnte am robustesten ist (ebd.). Für die Berechnung stehen jährlich allerdings nur Daten zu Temperatur und Niederschlag in Montenegro für die Jahre 2005 – 2014 zur Verfügung, wodurch die Ergebnisse an Robustheit verlieren.

Die Ergebnisse der drei Berechnungsversionen der NPP_{pot} Montenegros ergeben sehr unterschiedliche Werte (Abbildung 6) und veranschaulichen dadurch, dass die NPP_{pot} einen großen Unsicherheitsfaktor darstellt, zumal die HANPP in Relation zu ihr gemessen wird. Klar zu erkennen ist ein genereller Anstieg der NPP_{pot} bei allen Versionen über die Jahre, der z.B. durch den CO_2 -Düngeeffekt² bedingt ist. Die NPP_{pot} des Miami-Modells erreicht im Jahr 2011 einen Tiefpunkt, der auf die unterdurchschnittliche

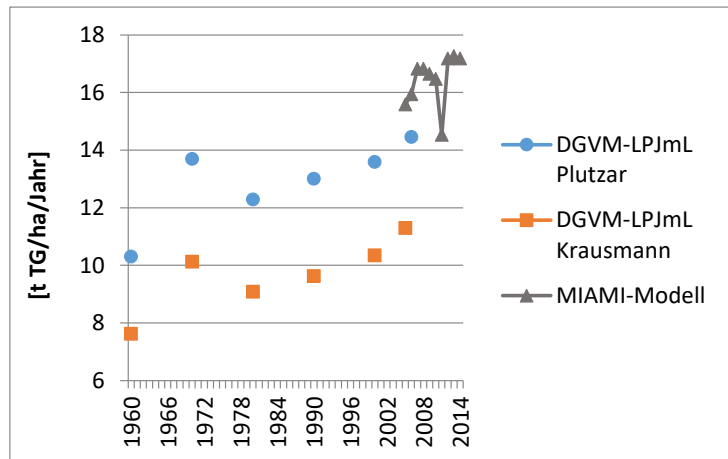


Abb. 6: Drei mit unterschiedlichen Modellen berechnete Versionen der NPP_{pot} Montenegros von 1992 – 2011.

Niederschlagsmenge in diesem Jahr zurückzuführen ist. Aufgrund der höheren Auflösung der NPP_{pot} -Daten wird in dieser Studie die Version LPJmL-Plutzer verwendet, die zudem den mittleren Wert der drei berechneten Versionen darstellt. Da in dieser ersten Version allerdings nur Daten für die Jahre 1990, 2000 und 2006 zur Verfügung stehen, wird für die Jahre 1962 – 1990 der Trend der zweiten Version (Krausmann) übernommen, indem für das Jahr 1990 ein Index gesetzt wird. Anschließend werden die fehlenden Werte interpoliert.

Daten aus der globalen HANPP-Studie von Haberl u.a. (2007) dienen zur Aufspaltung der NPP_{pot} in die einzelnen Landnutzungskategorien für alle drei Versionen. Um die NPP_{pot} der einzelnen Landnutzungskategorien zu erhalten, wird die jeweilige Fläche mit der landnutzungsspezifischen NPP_{pot} (t TG/ha/Jahr) für Montenegro im Jahr 2000 multipliziert. Dadurch wird implizit die Annahme getroffen, dass das Verhältnis der NPP_{pot} der unterschiedlichen Landnutzungskategorien für den Zeitraum 1962 – 2011 konstant bleibt. Weiters wird angenommen, dass Brachflächen am Ackerland dieselbe Vegetation wie die NPP_{pot} von Grasland aufweisen. Zur Berechnung der NPP_{pot} der Karstlandschaften werden in Ermangelung an Daten die Werte für Wald herangezogen, da die mit Vegetation bedeckten Flächen der Karstlandschaften potenziell Waldflächen sind. Zudem wird angenommen, dass die NPP_{pot} der anderen bewaldeten Flächen gleich jener des Waldes ist. Zwar beträgt der Kronenschluss auf bewaldeten Flächen nur 5-10%, doch wird angenommen, dass die geringere Biomasse in den Baumkronen durch die höhere Produktivität am Boden durch mehr Lichteinfall kompensiert. Daten diesbezüglich sind nicht vorhanden.

² Der Begriff CO_2 -Düngeeffekt beschreibt eine verstärktes Pflanzenwachstum aufgrund erhöhter CO_2 -Konzentration in der Atmosphäre. Der dadurch steigenden Nettoprimärproduktion liegt einerseits die verbesserte Aufnahmefähigkeit von CO_2 , und andererseits die optimierte Wassernutzungseffizienz der Pflanzen zugrunde (SI Krausmann u. a. 2013, 3).

3.2.4 HANPP_{luc} und NPP_{act}

HANPP_{luc} ist die Differenz zwischen der potenziellen NPP und der tatsächlichen NPP ($\text{HANPP}_{\text{luc}} = \text{NPP}_{\text{pot}} - \text{NPP}_{\text{act}}$). HANPP_{luc} ist der Verlust von potenzieller NPP einerseits durch Konversion eines Ökosystems und andererseits durch Bodendegradation.

Die Umwandlung eines natürlichen Ökosystems in ein gemanagtes Ökosystem, wie z.B. ein Agrarökosystem oder Infrastrukturfläche, hat in den meisten Fällen eine Reduktion der NPP zur Folge (Haberl u. a. 2007). Durch Bewässerungstechniken, Düngung und andere intensive Management-Praktiken kann allerdings auch eine Steigerung der NPP erzielt werden, vor allem in Ökosystemen, die in ihrem natürlichen Zustand eine sehr geringe NPP_{pot} aufweisen.

Bodendegradation hat immer eine Reduktion der NPP zur Folge und spielt im mediterranen Raum hauptsächlich in Form von Bodenerosion eine bedeutende Rolle (Geeson, Brandt, und Thornes 2002, 57). Laut den Autoren Spalevic u.a. (2013) sind 95% oder 13.135km² der Fläche Montenegros von Bodenerosion betroffen. Am stärksten tritt Bodenerosion in der Küstenregion an steilen Hängen auf, wo dieser Prozess durch Trockenheit und spärlichere Vegetation begünstigt wird. In Zentral- und Nordmontenegro kommt Bodenerosion nicht sehr häufig vor, da unter anderem die dichten Urwälder (z.B. Biogradska gora) und die generell stärkere Vegetation den Boden vor Erosion schützen (Spalevic u. a. 2014). Die Annahme von Spalevic u.a. scheint sehr hoch zu sein, da Bai u.a. (2008) für die Länder Serbien, Mazedonien und Montenegro zusammen eine Fläche von 10.507km² als degradiert berechneten. Zudem kommen Nyssen u.a. (2014) zu dem Resultat, dass sich die Vegetation in Montenegro seit den 60ern generell, und speziell an Flussufern, so weit verdichtet hat, dass das Ausmaß der Bodenerosion stark zurückging. Hinzu kommen Studien, welche Erfolge der in Serbien und Montenegro bereits 1907 beginnenden Programme zur Erosionskontrolle verzeichnen (Boardman und Poesen 2007, 277; Blinkov, Kostadinov, und Marinov 2013). Bisher gibt es kaum Studien, welche die Reduktion der NPP durch Bodendegradation, bzw. Bodenerosion, dokumentieren. Zika und Erb (2009) geben für die Region Ost- und Südosteuropa einen Verlust von 45% der NPP_{pot} auf Ackerfläche und 17% der NPP_{pot} auf Grasland an – allerdings aufgrund von Desertifikation in Trockengebieten. Montenegro liegt jedoch überwiegend in der humiden, subtropischen Klimazone während nur der Küstenstreifen und die Tiefebene um Podgorica trockeneres Klima aufweisen. Da zusätzlich genaue Angaben zum Flächenausmaß von Bodenerosion auf den verschiedenen Landnutzungstypen fehlen, wird Bodendegradation in dieser Studie nicht mit einkalkuliert. Allein am Ackerland wird Degradation implizit mitgerechnet, da die aktuelle Vegetation aus Erntedaten extrapoliert wird (siehe unten).

Die NPP_{act} ist die tatsächlich vorhandene, jährlich produzierte Biomasse eines Ökosystems unter aktuellen Bedingungen. Das bedeutet, sie ist die NPP_{pot} abzüglich der Produktionsverluste durch Landnutzungsveränderung und Bodendegradation (HANPP_{luc}).

Die NPP_{act} am **Ackerland** wird aus Erntedaten extrapoliert (Krausmann u. a. 2008). Es wird angenommen, dass die Summe aus HANPP_{harv} (Berechnung in Kapitel HANPP_{harv} beschrieben) und dem Biomasseverlust vor der Ernte die NPP_{act} am bestellten Ackerland ergeben. Diese Verluste werden über den *loss expansion factor* errechnet ($\text{NPP}_{\text{act}} = \text{HANPP}_{\text{harv}} \times \text{loss expansion factor}$), welcher je nach Höhe des Düngeinsatzes (als Indikator für die Industrialisierung des Landes) variiert und von Krausmann u.a. (SI 2013, 10) definiert wurde (Tabelle 1).

Tabelle 1: Loss expansion factor. Quelle: Krausmann u.a. (2013, 10)

	Level 1 am wenigsten entwickelte Länder	Level 2 Entwicklungs- länder	Level 3 Schwellen- länder	Level 4 Industrie- staaten
<i>Loss expansion factor</i>	1.36	1.23	1.18	1.14
Düngereinsatz (kg/ha/yr)	< 10	20 – 50	50 – 150	> 150

Aus der Jugoslawienstatistik werden Daten zum Düngemittleinsatz in Montenegro von 1951 – 1987 entnommen (Savezni zavod za statistiku 1989, 226). Für die Jahre danach sind Werte zum Düngemittleinsatz in der MONSTAT-Statistik verfügbar, allerdings erst ab 2002 jährlich. Für die Jahre 1972, 1974 und 1980 existieren Daten aus beiden Quellen. Abbildung 7 zeigt, dass die Daten sehr stark divergieren und MONSTAT wesentlich höhere und sprunghafte Werte angibt. In beiden Quellen fehlt eine tiefergehende Definition der Einheit („kg/ha Anbaugelände“), was zu Schwierigkeiten bei der Einordnung in Krausmanns Kategorisierung führt. Aufgrund der hohen Werte beispielsweise im Jahr 2010 (537kg/ha) wird angenommen, dass der rapportierte Düngemittleinsatz in Frischgewicht angegeben wurde und die Summe aller ausgebrachten Düngemittel (N,P, K und gemischte) darstellt. Gemessen in Trockengewicht (Reinnährstoff) würde der Konsum zwischen 3 und 27kg/ha Anbaugelände ausmachen.

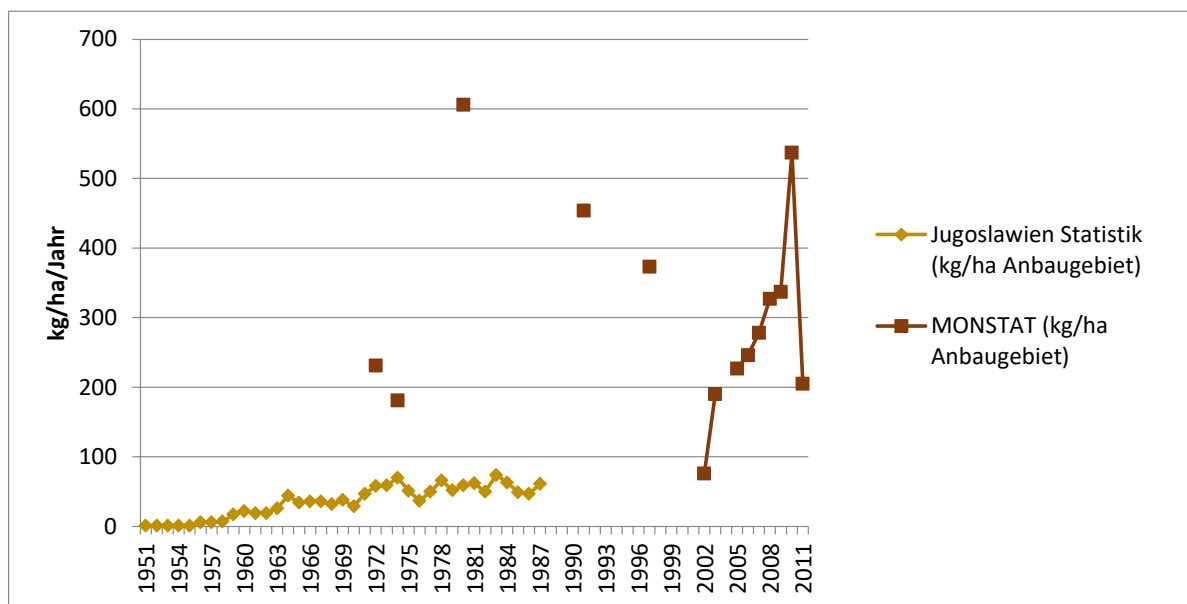


Abb. 7: Mineralischer Düngemittleinsatz in Montenegro in kg/ha Anbaugelände aus zwei unterschiedlichen Quellen (MONSTAT, Jugoslawien Statistik)

Aufgrund dieser hohen Unsicherheit wird für die Wahl des *loss expansion factors* jedoch auf die politische Kategorisierung zurückgegriffen. Luksić und Katnic (2016) deklarieren Montenegro als Schwellenland, weshalb das Level 3 des *loss expansion factors* für die Berechnungen ausgewählt wird.

Nachdem die NPP_{act} auf bestelltem Ackerland berechnet wurde, wird angenommen, dass auf brach liegenden Ackerflächen (gesamte Ackerfläche – bestellte Ackerfläche) die NPP_{act} 90%

der NPP_{pot} ausmacht. Auf der Basis eigener Beobachtungen wird weiters angenommen, dass 20% der Brachflächen Gras- und Pflanzenkorridore zwischen Feldern und Wiesen sind, die mit großer Wahrscheinlichkeit eine höhere Nährstoffversorgung aufgrund des Düngemittelsatzes auf den anliegenden Feldern aufweisen. Daher wird für diese Korridore, die beispielhaft auf Abbildung 8 zu sehen sind, die NPP_{act} (Grasland) mit der NPP_{pot} (Grasland) gleichgesetzt. Die Summe der NPP_{act} von Korridoren, bestellter und bracher Ackerfläche wird von der NPP_{pot} abgezogen, um die $HANPP_{luc}$ zu erhalten.



Abb.8: Pflanzenkorridore zwischen Ackerflächen in der Region Bar

Auf natürlichem **Grasland** wird angenommen, dass die NPP_{act} gleich der NPP_{pot} ist (Krausmann u. a. 2013 SI). Das montenegrinische Grasland jedoch entstand durch Rodung und Verbrennung der vorherrschenden Wälder (FODEMO 2008, 8), wodurch diese Ökosysteme als nicht natürlich gelten. Auf der Basis der Berechnungen von Haberl u.a. (SI 2007, 9) wird deshalb angenommen, dass die NPP durch die Umwandlung eines Waldes in Grasland um 22% sinkt.

Auf der Fläche der Obstplantagen die von Weidetieren genutzt werden wird aufgrund der hohen Düngemittelversorgung eine NPP_{act} gleich der NPP_{pot} angenommen. Um die NPP_{act} aller Flächen, auf denen gegrast wird, zu erhalten, wird zur NPP_{act} des Graslandes die NPP_{act} der Obstplantagen addiert.

Da auch die mit Vegetation bedeckten Flächen der **Karstlandschaften** kein natürliches Grasland sind, wird angenommen, dass die $HANPP_{luc}$ 10% der NPP_{pot} und die NPP_{act} daher 90% der NPP_{pot} beträgt. Die $HANPP_{luc}$ auf Karstlandschaften wird jener auf dem Grasland (22% der NPP_{pot}) nicht gleichgesetzt, da auf Karstlandschaften nicht so intensiv wie auf Wiesen, Weiden und Obstplantagen gegrast wird.

Im **Wald** sowie auf **anderen bewaldeten Flächen** haben Veränderungen des Ökosystems aufgrund menschlicher Eingriffe gegensätzliche Effekte. Eine Verjüngung des Waldes hat eine Vergrößerung der NPP zur Folge, während die Holzernte die vorhandene Biomasse reduziert. Da nicht belegt ist, welcher Effekt überwiegt, wird angenommen, dass die NPP_{act} gleich der NPP_{pot} ist (SI Krausmann u. a. 2013, 11).

Auf **Siedlungsgebieten** wird die Annahme getroffen, dass zwei Drittel davon gänzlich versiegelt sind und auf dieser Fläche die NPP_{act} 0 beträgt. Auf dem übrigen Drittel, das sich aus urbanen Grünflächen wie Parks, Sportanlagen, Grasstreifen entlang Straßen usw. zusammensetzt, wird angenommen, dass die NPP_{act} gleich NPP_{pot} ist (SI Krausmann u. a. 2013, 11).

3.2.5 HANPP_{harv}

HANPP_{harv} umfasst die Entnahme von genutzter sowie ungenutzter Biomasse. Genutzte Biomasse (HANPP_{ue}) bezeichnet jene entnommene Biomasse, die in weiterer Folge sozioökonomische Nutzen hat, wie z.B. Feldfrüchte, als Futter genutzte Ernterückstände, Brennholz, Industrierundholz und auch von Nutztieren gegraste Biomasse. Ungenutzte Biomasse (*backflows*) bezeichnet jene entnommene Biomasse, die durch das Ernteverfahren abgetötet wurde, wie z.B. Wurzeln, jedoch im Ökosystem verbleiben. HANPP_{harv} bezieht auch die zerstörte Biomasse durch von Menschen ausgelöste Vegetationsbrände mit ein (Krausmann u. a. 2013).

Die HANPP_{harv} am **Ackerland** wird auf der Basis von Produktionsdaten einzelner Feldfrüchte berechnet, die vorwiegend in der MONSTAT-Statistik (Statistical Office of Montenegro, o. J.) gelistet sind und durch die FAO Datenbank („FAOSTAT“ 2017) ergänzt werden. Die ausschließlich in Frischgewicht angegebenen Daten werden zuerst in Trockengewicht konvertiert. Dazu dienen regional- und fruchtspezifische Faktoren des Wassergehalts der Studie von Krausmann u.a. (2013) (Tabelle 2). Pilze und Trüffel werden aufgrund des nahezu hundertprozentigen Wassergehalts nicht berücksichtigt.

Tabelle 2: Wassergehalt der in Montenegro angebauten Feldfrüchte. Quelle: Krausmann u.a. (2013)

Feldfrucht	Wassergehalt	Feldfrucht	Wassergehalt
Walnüsse	3,5%	Chillies und Paprika	80%
Trockenbohnen	10%	Ackerbohnen	80%
Tee	10%	Alfalfa	80%
Flachs	10%	Klee	80%
Hanf	10%	Futtermais	80%
Trockenerbsen	11%	Weintrauben	81%
Gerste	14%	Pflaumen und Schlehen	81%
Mais	14%	Birnen	83%
Hafer	14%	Himbeeren	84%
Roggen	14%	Äpfel	85%
Weizen	14%	Beeren	85%
Wintermenggetreide	14%	andere Früchte	85%
Oliven	60%	Orangen	86%
Knoblauch	61%	Mandarinen und Clementinen	87%
Feigen	77%	Zwiebel	89%
güne Erbsen	78%	Pfirsiche und Nektarinen	89%
Kartoffel	78%	Kiwis	90%
grüne Bohnen	80%	Kohlgemüse	92%
Kirschen	80%	Tomaten	94%

Die gesamte oberirdische Biomasse der geernteten Pflanze wird mithilfe des *Harvest Factor* berechnet, der für jede Pflanzenart das Verhältnis der marktgängigen Ernte zu ihren oberirdischen Ernterückständen ausdrückt. Da keine länderspezifischen Daten zum *Harvest Factor* vorhanden sind wird in dieser Studie auf die Werte für die Region Osteuropa von Wirsenius (2000, 92f.) und in überarbeiteter Form in Krausmann u.a. (2013) zurückgegriffen, welche in Tabelle 3 aufgelistet sind. Der *Harvest Factor* ist das Verhältnis der gesamten oberirdischen Biomasse (Sekundärprodukt) zur marktgängigen Ernte (Primärprodukt). Bei jenen Pflanzen, für die kein *Harvest Factor* verfügbar ist, wird Faktor 1,5 angenommen.

Tabelle 3: Harvest Factor. Quelle: Krausmann u.a. (2013), * = Wirsenius (2000), ° = Annahme der Autorin

	<i>Harvest Factor</i>
Äpfel, Beeren, Kirschen, Feigen, Weintrauben, Kiwis, Oliven, Orangen, Pfirsiche, Nektarinen, Birnen, Pflaumen und Schlehen, Himbeeren, Mandarinen, Clementinen, Walnüsse	2,5
Mais	1,9
Gerste, Hafer, Roggen, Weizen, Wintermenggetreide, Trockenbohnen*, Trockenerbsen*, Wassermelonen°, Alfalfa°, Klee°, Flachs°, Hanf°, Tomaten°, Tabak°, Tee°, Chillies und Paprika°	1,5
Futtermais	1,3
Fisolen, Kohlgemüse, Knoblauch, Zwiebel, grüne Erbsen, Kartoffel, Ackerbohnen,	1
Futterrübe	0,5

Krausmann u.a. (2013) nehmen an, dass sich der *Harvest Factor* aufgrund der Effizienzsteigerung des Ernteverfahrens über die Zeit verkleinert, was eine Zunahme des Anteils des Primärprodukts an der gesamten oberirdischen Biomasse bedeutet. Daher schlagen die Autoren für den Zeitraum 1910 – 2000 regionale Faktoren vor, mit denen der *Harvest Factor* multipliziert wird (Tabelle 4). Um diese zeitliche Anpassung in den Berechnungen für Montenegro zu integrieren, wird der *Harvest Factor* mit den dargestellten Multiplikatoren für die Region Osteuropa multipliziert.

Tabelle 4: Multiplikatoren des Harvest Factors für die Region Osteuropa. Quelle: Krausmann u.a. (2013)

	1962	1970	1980	1990	2000
Osteuropa	1,10	1,09	1,07	1,04	1,00

Die $HANPP_{harv}$ und damit die gesamte Biomasse, die durch das Ernteverfahren zerstört wurde, wird mit dem *Shoot-to-total* Faktor berechnet. Dieser Faktor drückt das Verhältnis des oberirdischen Triebs zur gesamten Biomasse der Pflanze aus und beträgt 0,87 (Saugier, Roy, und Mooney 2001). Die $HANPP_{harv}$ wird schließlich noch unterteilt in den Anteil der Biomasse der genutzt wird ($HANPP_{ue}$) und in den, der durch das Ernteverfahren zerstört wurde, jedoch auf dem Feld liegen bleibt (*backflows*). Der genutzte Teil besteht aus der marktgängigen Ernte und den genutzten, meist als Viehfutter verwendeten Ernterückständen. Diese genutzten Ernterückstände werden berechnet, indem von der

oberirdischen Biomasse die marktgängige Ernte (Trockenmasse) abgezogen und mit der Pflanzen-spezifischen *Recovery Rate* (Tabelle 5) multipliziert wird. Die *Recovery Rate* umfasst ebenso Pflanzenmaterial, das nach der Ernte von Nutztieren auf dem Feld abgegrast wird. Auch die *Recovery Rate* wird mangels länderspezifischer Daten aus Krausmann u.a. (2013) entnommen und gilt für die Region Osteuropa. Der ungenutzte Teil der HANPP_{harv} besteht aus den ungenutzten Ernterückständen und der unterirdischen Biomasse der geernteten Pflanzen und ist die Differenz zwischen HANPP_{harv} und HANPP_{ue}.

Tabelle 5: *Recovery Rate* der in Montenegro angebauten Feldfrüchte. Quelle: Krausmann u.a. (2013), ° = Annahme der Autorin

	<i>Recovery Rate</i>
Kohlgemüse, Knoblauch, Zwiebel, Kartoffel, Futterrübe	0,25
Trockenbohnen, Chillies und Paprika°, Tee°, Tabak°, Tomaten°, Wassermelonen°, Alfalfa°, Klee°, Flachs°, Hanf°	0,5
Gerste, Fisolen, Mais, Hafer, Trockenerbsen, grüne Erbsen, Roggen, Ackerbohnen, Weizen, Futtermais	0,75

Die HANPP_{harv} am **Grasland** ist die Menge jener Biomasse, die von Nutztieren entweder direkt gegrast oder indirekt durch die Herstellung von Heu konsumiert wird. Da für die gegraste Biomasse keine Daten in Statistiken existieren, weisen die Ergebnisse eine sehr hohe Datenunsicherheit auf, weshalb die HANPP_{harv} am Grasland in dieser Studie auf zwei Varianten (die erste Variante nach Krausmann u.a. 2013, die zweite Variante nach Herrero u.a. 2013) berechnet wird.

Für beide Versionen wird die Anzahl der Nutztiere der jährlichen MONSTAT-Statistik (Statistical Office of Montenegro, o. J.) entnommen. Die Anzahl der Ziegen wird in dieser Statistik bis 2011 nicht angeführt, da ein 1954 erlassenes Gesetz das Halten von Ziegen in ganz Jugoslawien verbot, das jedoch 1984 wieder aufgehoben wurde (Rajović und Bulatović 2014, 130)³. In der Jugoslawien-Statistik für die Viehwirtschaft waren in Montenegro im Jahr 1953 noch 88.940 Ziegen dokumentiert. Das ist ein kleiner Bestand im Vergleich zum Schafbestand in Montenegro, der in 1953 534.469 Tiere umfasste. Es wird daher angenommen, dass es in den Jahren 1962 – 1984 keine Ziegen in Montenegro gab. Ab 1984 bis zum Jahr 2009, für das die erste Schätzung der Ziegenzahl zur Verfügung steht (Dubljević 2009), wird ein linearen Trend berechnet. Ziegenhaltung ist besonders wichtig in der Karstregion, wo aufgrund der natürlichen Bedingungen weder Rinder noch Schafe weiden können (ARCOTRASS-Consortium 2006). Aus diesem Grund wird für beide Varianten angenommen, dass Ziegen ausschließlich auf Karstlandschaften grasen.

Während für die Krausmann-Variante die Nutztierzahlen genügen, werden für die Herrero-Variante die jeweiligen TLU's berechnet. Eine TLU bedeutet eine *Tropical Livestock Unit*, ist

³ Der Erlass des Verbots Ziegen zu halten und sie auf Bergweiden zu treiben passierte im Zuge einiger Reglements, die zur Eindämmung der transhumanten Landwirtschaft führen sollte. Die kommunistische Partei Jugoslawiens erachtete diese Art der Landwirtschaft als nicht rentabel und plante eine Umstrukturierung von der privaten Wanderweidewirtschaft zu Kooperativen und staatlichen Viehhaltungsunternehmen (Naimark and Case 2003). In der ebenso ehemaligen Republik Jugoslawiens Mazedonien wurde das Verbot des Ziegenhaltens von 1951 – 1989 erlassen, allerdings im Rahmen des Gesetzes zur Erosionskontrolle (UN, Economic Commission for Europe 2002). Diese Maßnahme erwies sich in Mazedonien als effektiv aufgrund der drastischen Reduktion der Anzahl der Ziegen (von 517.000 in 1951 auf 1.000 in 1956) (ebd.).

equivalent zu 250kg Lebendgewicht und dient der Standardisierung von Tierbestandszahlen (Robinson 2011). Abbildung 9 zeigt die Entwicklung der Anzahl der einzelnen Arten der Nutztiere sowie die Entwicklung der jeweiligen TLUs.

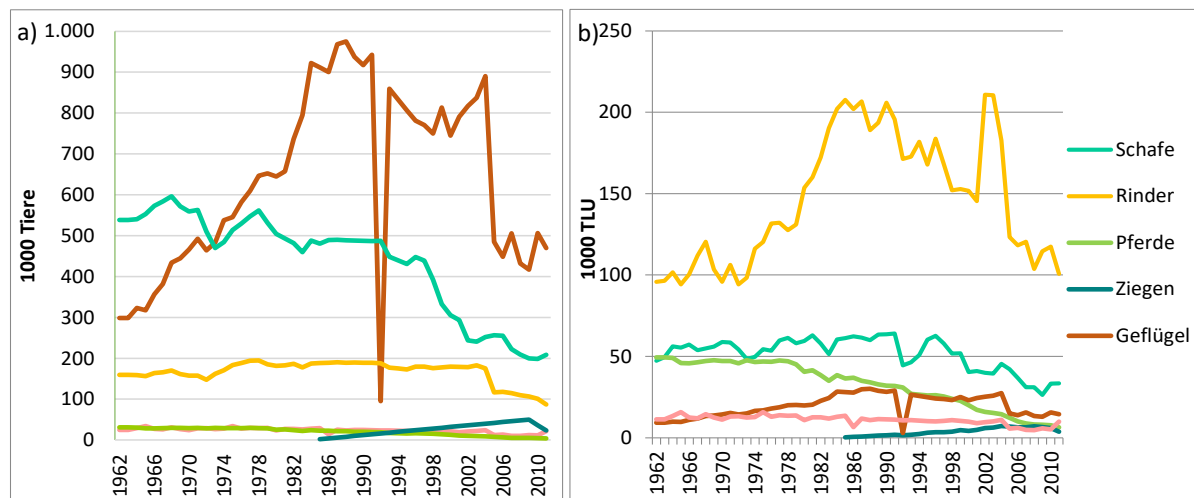


Abb. 9: Entwicklung der a) Nutztierzahlen sowie der b) TLUs der Wiederkäuer in Montenegro von 1962 - 2011

Ins Auge sticht, dass Geflügel, mit mindestens 298.913 in 1962 und maximal 974.930 Tieren im Jahr 1988, zahlenmäßig die größte Gruppe der Nutztiere in Montenegro ist. Bis Mitte der 1980er Jahre steigt die Geflügelzahl rasant an, da die Haltung dieser Nutztiere aufgrund ihrer hohen Futtereffizienz, ihres schnellen Wachstums und der hohen ökonomischen Bedeutung ihrer Produkte zu einem profitablen Unternehmen in Montenegro war (Rajović und Bulatović 2014). Geflügelhaltung wuchs neben der Rinder- und Schafzucht zu einem der wichtigsten landwirtschaftlichen Sektoren heran. Seit Anfang der 90er Jahre ist eine fallende Tendenz der Geflügelzahlen zu erkennen, welche einen enormen Einbruch im Jahr 2005 aufwies. Zwischen 2006 und 2011 pendelt sich der Geflügelbestand bei rund 470.000 Tieren ein. Der auffalende Einbruch der Geflügelzahlen im Jahr 1992 ist mit hoher Wahrscheinlichkeit durch einen Fehler in der Statistik (Fehlen einer Dezimalstelle) zu erklären. Die Zahl der Monogastrier wird während des Untersuchungszeitraumes hauptsächlich vom Geflügel dominiert, denn die Zahl der Schweine beläuft sich durchschnittlich auf zwischen 25.000 und 30.000 Tiere und sinkt 2008 sogar auf nur 10.000 Tiere.

Unter den Wiederkäuern sind Schafe die größte Gruppe der Nutztiere, die allerdings über den Studienzeitraum von 538.000 auf 209.000 Tiere sinkt. Schafproduktion ermöglicht die Nutzung von Flächen mit niedriger Produktivität und stellte somit eine wichtige Einkommensquelle für die Bevölkerung in den bergigen Regionen dar. Neben der Milch und dem Fleisch war vor allem Wolle ein begehrtes Produkt der dominierenden Schafwirtschaft in Montenegro, das jedoch in den letzten 15 Jahren der Studie seine wirtschaftliche Bedeutung gänzlich verlor (Marković u. a. 2011). Zudem fand Schafproduktion primär in Gegenden statt, die in den letzten 50 Jahren von starkem Bevölkerungsrückgang geprägt waren, ein Mitgrund für den Rückgang der Tierzahlen (Dubljević 2009). Mit großem Abstand zu den Schafen sind Rinder die zweitgrößte Gruppe, welche über einen langen Zeitraum konstant zwischen 150.000 und 200.000 Tieren zählt. Ab dem Jahr 2005 sinkt die Rinderzahl, ähnlich wie die des Geflügels, der Schweine und der Pferde und macht im Jahr 2011 nur mehr 87.173 Tiere aus.

Betrachtet man die TLUs der Tiere (Abbildung 9 b)) wird ein anderes Muster deutlich. Rinder haben die höchsten TLUs zu verzeichnen, die von 1962 (mit knapp 100.000TLUs) bis 1983 auf über 200.000 TLUs stiegen. Ab 1990 sind diese, abgesehen von einer markanten Spitze in den Jahren 2002 bis 2004, in denen das Gewicht der Rinder nochmals deutlich anstieg (von 203kg/Rind in 2001 auf 296kg/Rind in 2002), wieder im Fallen begriffen und erreichen 2011 wieder ca. 100.000 TLUs. Im Gegensatz zu dem starken Rückgang der Schafzahlen bleiben die TLUs der Schafe über den Studienzeitraum relativ konstant bei mehr oder weniger 50.000 und sinkt erst ab 2000 auf knapp unter 35.000TLUs . Der beachtliche Unterschied zwischen diesen zwei Trends liegt an der substanziellen Zunahme des Gewichtes der Schafe von 22kg/Tier (1962) auf 41kg/Tier (2011). Pferde stellen mit unter 100.000 Tieren einen sehr kleinen Teil des Viehbestandes in Montenegro dar und nehmen über den Studienzeitraum kontinuierlich ab. Aufgrund ihrer Körpermasse weisen sie jedoch anfangs eine ähnliche TLU-Anzahl wie Schafe auf, die allerdings mit den Pferdezahlen stark sinkt. Da das Halten von Ziegen bis 1984 verboten war, baut sich der Bestand erst langsam wieder auf und erreicht im Jahr 2009 eine Anzahl von 50.000 Tieren, die anschließend wieder im Sinken begriffen ist. Die TLUS der Ziegen sind aufgrund ihrer geringen Anzahl wenig ausschlaggebend.

Die **Krausmann-Variante** beruht auf der Vorgehensweise und den Daten von Krausmann u.a.. (2013) und Haberl u.a. (2007). Hierbei wird die gegraste Biomasse als Differenz zwischen dem Futtermittelbedarf der grasenden Tiere und der zur Verfügung stehenden Futtermittel berechnet. Der Futtermittelbedarf von Schweinen und Geflügel ergibt sich aus der Multiplikation der jährlichen Fleisch- bzw. Eierproduktion mit dem *efficiency factor* für die jeweilige Nutztierart der Region Osteuropa (Haberl u. a. 2007), da keine länderspezifischen Informationen vorhanden sind. Krausmann u.a. (2013) nehmen an, dass sich der *efficiency factor* aufgrund Verbesserung der Futtereffizienz im Laufe des letzten Jahrhunderts verringert hat, was eine niedrigere Futteraufnahme pro Einheit Fleisch bzw. Eier bedeutet. Aus diesem Grund wird auf die von den Autoren errechnete Multiplikatoren zurückgegriffen, um die jahres-spezifischen *efficiency factors* zu erreichen (Krausmann u. a. 2013, 7), welche im ersten Abschnitt der Tabelle 6 zu sehen sind. Daten zur jährlichen Schweinefleischproduktion werden der MONSTAT-Statistik entnommen. Daten zur Eierproduktion (t) sind nur ab 2006 via FAO-Datenbank verfügbar, während MONSTAT die Stückzahl von 1962-2013 dokumentierte. Für die Jahre 2006 – 2013 wird daher eine Annahme für das durchschnittliche Gewicht eines Eis berechnet (50g) und mit der Stückzahl für die Jahre 1962 – 2006 multipliziert. Das gleiche Verfahren wird bei der Geflügelfleischproduktion mit den Produktionsdaten (in Tonnen) der FAO ab 2006 und der Kopfzahl des Geflügels von 1962 – 2013 (MONSTAT) angewandt (durchschnittliches Gewicht: 6,5kg).

Der Futtermittelbedarf von Rindern wird als Funktion des durchschnittlichen Schlachtgewichts bzw. der durchschnittlichen Milchproduktion pro Nutztier berechnet (Krausmann u. a. 2008):

$$\text{Futteraufnahme}_{\text{Milch}} [\text{kgDM/Kopf/Tag}] = 0,00155 * \text{Milchertrag} [\text{kg/Kopf/Tag}] + 4,8375$$

$$\text{Futteraufnahme}_{\text{Gewicht}} [\text{kgDM/Kopf/Tag}] = 0,036361 * \text{Schlachtgewicht} [\text{kg/Tier}] + 1,702006$$

Der höhere Wert der beiden Ergebnisse der Formel eines Jahres ergibt den gesamten Futtermittelbedarf von Rindern. Daten zum Schlachtgewicht werden der MONSTAT-Statistik entnommen, in der es als „durchschnittliches Netto-Gewicht“ bezeichnet wird. Daten zur

Milchproduktion (l/Tier) sind in der MONSTAT-Statistik erst ab 2004 verfügbar, für die Jahre 1962 – 2013 wird daher der Wert des Jahres 2004 verwendet.

Für Ziegen, Schafe und Pferde⁴ wird jeweils ein konstanter Futtermittelbedarf berechnet, basierend auf Haberl u.a. (2007, 6).

Tabelle 6 zeigt im zweiten Abschnitt den Futtermittelbedarf der unterschiedlichen Nutztierarten. Der gleichbleibende Wert bei Rindern von 1962 - 2000 ist darauf zurückzuführen, dass der Wert der Milchleistung im Jahr 2004 pro Kuh auch für die Jahre 1962 – 2013 angenommen wird.

Tabelle 6: Multiplikatoren des *Efficiency Factors* und Futtermittelbedarf der Nutztiere Montenegros von 1962 - 2010.

		1962	1970	1980	1990	2000	2010
Multiplikatoren	Schwein	1.4	1.2	1.1	1.05	1	1
<i>efficiency factor</i>	Geflügel	1.3	1.24	1.16	1.08	1	1
Geflügel Eier	kgDM/kg Eier	3.9	3.7	3.5	3.2	3	3
Geflügel Fleisch	kgDM/kg Fleisch	5.2	5	4.6	4.3	4	4
Rind	kgDM/Tier/Tag	8,3	8,3	8,3	8,3	8,3	8,1
Ziegen, Schafe	kgDM/Tier/Tag	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5
Pferde	kgDM/Tier/Tag	10	10	10	10	10	10

Um den Futtermittelbedarf der Tiere zu decken, werden sechs Versorgungsquellen⁵ identifiziert und berechnet:

1) Heu: Wiesen und Weiden werden in Montenegro neben den Weideaktivitäten der Wiederkäuer auch zur Produktion von Heu genutzt. In der MONSTAT-Statistik sind genaue Angaben zur Ernte auf Wiesen und Weiden zu finden. Um den Ertrag als Trockengewicht zu erhalten wurde der Faktor des Wassergehaltes von gemischten Gräsern und Leguminosen (0,8) verwendet (Wirsenius 2000).

2) Grünfutter: Als Grünfutter wird in dieser Studie die Ernte der für diesen Zweck angebaute Pflanzen wie Mais, Luzerne, Klee und Futterrüben bezeichnet und das Trockengewicht der gesamte Futterpflanzen summiert.

⁴ Pferde werden in dieser Studie zu Wiederkäuern gezählt, da diese in Montenegro hauptsächlich grasen und das zur Verfügung stehende Kraftfutter für Abdeckung des Futtermittelbedarfs der Pferde nicht reichen würde.

⁵ Eine Abschätzung des Anteils von weiteren Industrienebenprodukten wie Schlempe, Trestan oder Ölkuchen am Futter standen mir leider nicht zur Verfügung. Ich nehme allerdings an, dass diese Datenposten zu vernachlässigen sind, da Trestan hauptsächlich zur Schnapsherstellung verwendet wird und der meist größte Posten der Industrienebenprodukte Biertreber bereits ein so kleiner Faktor in der Futtermittelzusammensetzung ist, dass weitere Industrienebenprodukte einen noch viel geringeren Faktor darstellen würden (u.a. wegen der kaum vorhandenen Industrie in Montenegro). Daten zum Anteil von Getreide, der an Nutztiere verfüttert wird, fehlen. Da das Verfüttern von Getreide jedoch als Merkmal industrialisierter Landwirtschaften betrachtet werden kann, nehme ich an, dass in Montenegro das wenige Getreide für den Eigenkonsum angebaut wird. Die Produktion von Silage hat in Montenegro keine Tradition (Dubljević 2009).

3) Ernterückstände: Ein Anteil der Ernterückstände, wie z.B. Stroh, wird als Futter genutzt. Mangels Daten wird angenommen, dass dieser Anteil 6% der HANPP_{ue} des Ackerlandes beträgt (Haberl u. a. 2007).

4) Biertreber: Biertreber ist ein Nebenprodukt der Bierherstellung, das als Futtermittel genutzt wird. Biertreber wurde mittels Daten zur Bierproduktion aus der MONSTAT-Statistik errechnet, die für die Jahre 2000 – 2015 zur Verfügung stehen. Für die Jahre davor wird ein linearer Trend, der gleichbleibende Wert sowie der Mittelwert dieser zwei Optionen berechnet. Mehrere Quellen (u.a. Kaltschmitt, Hartmann, and Hofbauer 2009; Dunkel 2015; “Treber” 1909) geben an, dass durch die Produktion von 1hl Bier rund 20kg Treber in Frischgewicht mit 75-80% Wassergehalt anfallen (für diese Studie wird daher ein Wassergehalt von 77,5% angenommen). Die Bierproduktion in Montenegro findet in der einzigen Brauerei „Trebjesa“ statt, die während des ersten und zweiten Weltkrieges zerstört wurde, nach dem Wiederaufbau jedoch keine größeren Rückschläge mehr erlitt. Von der Wirtschaftskrise in den 90er Jahren konnte sich die Produktion schnell erholen (“Pivara Trebjesa” 2017). Für die weiteren Berechnungen wird daher auf den Mittelwert zurückgegriffen und eine geringe Datenunsicherheit angenommen, da der Anteil des Trebers an der gesamten Futtermenge sehr klein ist (Abbildung 11). Es wird außerdem angenommen, dass der gesamte hergestellte Biertreber verfüttert wird.

5) Kraftfutter: Daten zu industriell hergestelltem Mischfutter aus Milch- und Fischprodukten sowie Feldfrüchten werden der FAO-Statistik für die Jahre 2006 – 2013 entnommen. Diese Daten entsprechen der in Montenegro verfügbaren Menge Kraftfutter, gleich ob diese im Land produziert oder importiert wurden („FAOSTAT“ 2017). MONSTAT erfasst diesbezüglich keine Daten, da in Montenegro kein Kraftfutter hergestellt sondern ausschließlich importiert wird (MONSTAT 2016). Tabelle 7 listet die Komponenten des Kraftfutters mit entsprechendem Wassergehalt auf. Die Summe der in dieser Tabelle aufgelisteten Produkte in Trockengewicht ergibt das Kraftfutter. Weizen, Kleie und Mais stellen die größten Posten im Kraftfutter dar.

Tabelle 7: Wassergehalt der Komponenten des in Montenegro verfütterten Kraftfutters.

Futterkomponente	Wassergehalt	Futterkomponente	Wassergehalt	Futterkomponente	Wassergehalt
Äpfel	85%	Ölpflanzen	10%	Weizen	14%
Anderes Getreide	10%	Roggen	14%	Früchte	85%
Gerste	14%	Sojakuchen	12%	Fischmehl	10%
Hafer	14%	Sojabohnen	10%	Fisch	75%
Hirse	14%	Zuckerpflanzen	70%	Fleischmehl	10%
Kleie	12%	Zuckerrübe	77%	Milch	87%
Mais	14%	Sonnenblumenkernkuchen	10%	Molke	93%

Generell ist in der kurzen Zeitspanne 2006 - 2013 eine starke Zunahme des Kraftfutters zu beobachten und auf Abbildung 10 zu sehen. Die rasante Steigung der Ausgaben für Futterimporte von ca. 5Mio.€ im Jahr 2005 auf knapp 17Mio.€ im Jahr 2013 (Statistical Office of Montenegro, o. J.) bestätigen diese Entwicklung. Da diese Daten jedoch nur für 2006 – 2013 zur Verfügung stehen, muss für die vorangehenden Jahre (1962 – 2005) eine Schätzung berechnet werden. Diese hohe Dynamik in den acht Jahren macht eine Schätzung der vorhergehenden Entwicklungen auf der Basis von Trendberechnungen sehr unsicher. Der

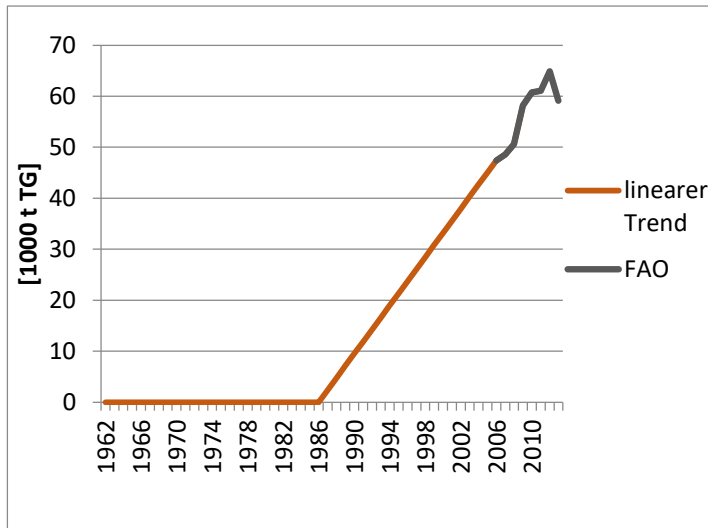


Abb.10: Entwicklung des Kraftfutters auf Basis von FAO-Daten von 2006 – 2011 sowie der lineare Trend als Schätzung der Entwicklung vor 2006.

einzigste Anhaltspunkt für die Entwicklung der Verfügbarkeit von Kraftfutter in Montenegro vor 2006 sind Daten zum Binnenhandel von Kraftfutter von 1962 bis 1997. Von 1962 bis 1986 blieb der Umsatz des Handels mit Kraftfutter in Montenegro weit unter 10.000 Dinar pro Jahr. Im Jahr 1987 überstieg der Binnenhandel erstmals diesen Wert und wuchs rasant an auf knapp über 40 Mio. Dinar im Jahr 1991 und blieb mit starken Einbrüchen in den Jahren

1995 und 1997 auf einem ähnlichen Niveau. Aus diesem Grund wird angenommen, dass ab dem Jahr 1987 ausschlaggebende Mengen

Kraftfutter zur Verfügung standen, weshalb ab diesem Zeitpunkt ein linearer Trend bis 2006 berechnet und das Kraftfutter vor 1987 auf Null gesetzt wird. Auf Abbildung 11 ist die Entwicklung der bisher beschriebenen fünf Versorgungsquellen dargestellt.

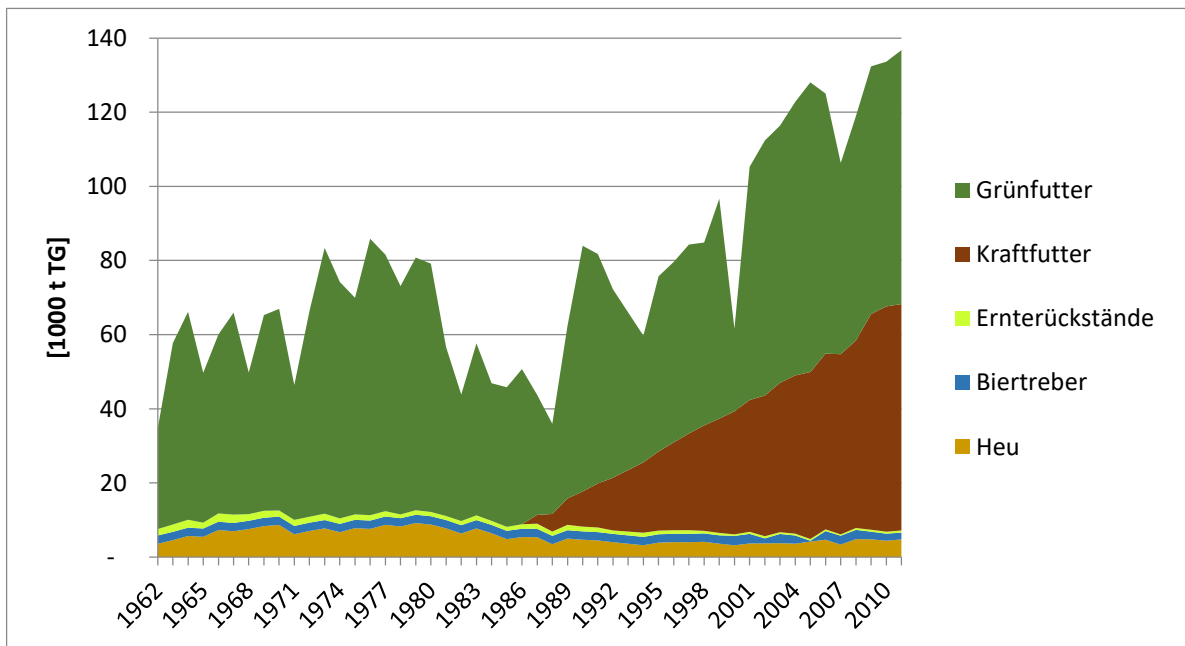


Abb.11: Entwicklung der zur Verfügung stehenden Arten von Futter für Nutztiere in Montenegro von 1962 - 2011

6) gegraste Biomasse: Schließlich wird der Futtermittelbedarf von Weidetieren unter anderem durch direkt gegraste Biomasse auf Wiesen, Weiden, Obstplantagen und Karstlandschaften gedeckt. Da in dieser Variante die Menge gegraster Biomasse als Differenz zwischen Futtermittelbedarf und zur Verfügung stehendem Futtermittel berechnet wird, wird zuerst der Futtermittelbedarf der Monogastrier, die weder Grünfutter, Heu noch Ernterückstände verdauen können, mit Kraftfutter abgedeckt. In Abbildung 12 ist der gestapelte Futtermittelbedarf von Schweinen und Geflügel sowie das zur Verfügung stehende Kraftfutter abgebildet. Wie auf dieser Grafik zu sehen ist, übersteigt der Futtermittelbedarf der Monogastrier jedoch das zur Verfügung stehende Kraftfutter in den Jahren 1962 - 2004.

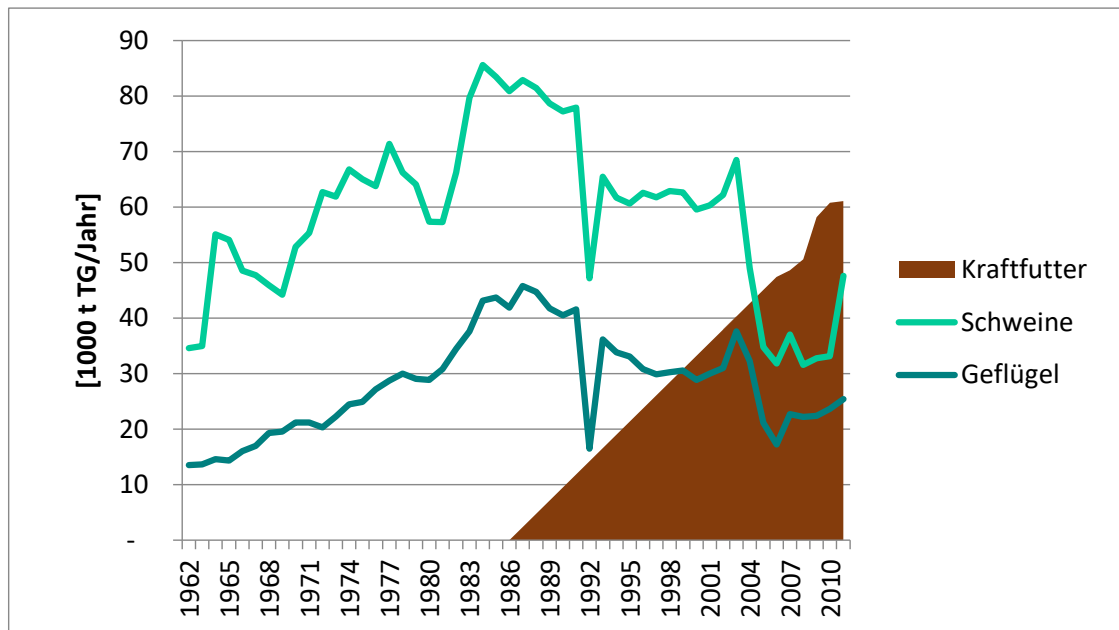


Abb.12: Futtermittelbedarf der Monogastrier (Schweine und Geflügel – gestapelt) und das zur Verfügung stehende Kraftfutter in Montenegro von 1962 – 2011.

Von 2005 – 2011 bleibt nach der Deckung des Futtermittelbedarfs der Monogastrier mit Kraftfutter ein kleiner Anteil für Schafe und Rinder übrig. Dieses wird, ebenso wie Birtreber, mit dem Faktor 1.5 multipliziert, da dieselbe Menge, im Gegensatz zu den anderen Futtersorten, eine wesentlich konzentriertere Anzahl an Nährstoffen beinhaltet. Zum übrigen Kraftfutter wurden das Grünfutter, das Heu, der Birtreber sowie die Ernterückstände addiert und vom Futtermittelbedarf von Schafen und Rindern abgezogen. Daraus ergibt sich der sogenannte *grazing gap*, also die Menge an Biomasse, welche Schafe und Rinder direkt auf Wiesen und Weiden grasen.

Abbildung 12 veranschaulicht zudem, dass der Futtermittelbedarf der Monogastrier erst ab 1986 teilweise und ab 2005 vollständig mit Kraftfutter gedeckt wird. Dies führt zu der Annahme, dass weitere Versorgungsquellen für Monogastrier von 1962 – 2005 zur Verfügung standen mussten. Folgende vier mögliche Versorgungsquellen könnten den Futtermittelbedarf gedeckt haben: (1) Haus- und Küchenabfälle, (2) Getreide (vor allem Weizen und Mais), das weder zu Nahrungsmittel noch zu Kraft- oder Mischfutter weiterverarbeitet wurden, (3) gegraste Biomasse und (4) Ernterückstände. Da der ungedeckte Futtermittelbedarf der Monogastrier bis zu knapp 83.000 t TG/Jahr (1985) beträgt, ist es sehr wahrscheinlich, dass alle vier Versorgungsquellen zur Deckung beitrugen. Während das Verfüttern von Haus- und Küchenabfälle, Getreide und Ernterückstände keine

zusätzliche Aneignung von Biomasse bedeutet, haben Weideaktivitäten von Schweinen einen Einfluss auf die HANPP von Montenegro. Um eine plausible Schätzung dieser zusätzlichen Aneignung von Biomasse durch das Gras von Schweinen zu erstellen, werden Annahmen zur verfütterten Menge der anderen drei Versorgungsquellen getroffen. Dazu wird zuerst vom Futtermittelbedarf des Geflügel die Hälfte des Kraftfutters abgezogen. Da Geflügel weder grast noch Ernterückstände fressen kann, wird angenommen, dass die Hälfte des Futtermittelbedarfs von Geflügel mit Haus- und Küchenabfällen und die andere Hälfte mit Getreide gedeckt wird. Für die Deckung des Futtermittelbedarfs von Schweinen wird angenommen, dass weitere 6% der genutzten Ernterückstände (zu den bereits 6% verfütterten genutzten Ernterückständen an Wiederkäuer) an Schweine verfüttert wurden. Vom restlichen Futtermittelbedarf der Schweine wird wiederum die Hälfte des Kraftfutters (das wie bei den Wiederkäuern aufgrund des hohen Nährstoffgehalts mit dem Faktor 1.5 multipliziert wurde) abgezogen, was die Menge von Schweinen gegraster Biomasse ergibt. Abbildung 13 zeigt die daraus entstehende Zusammensetzung des Futters für Monogastrier über den Studienzeitraum.

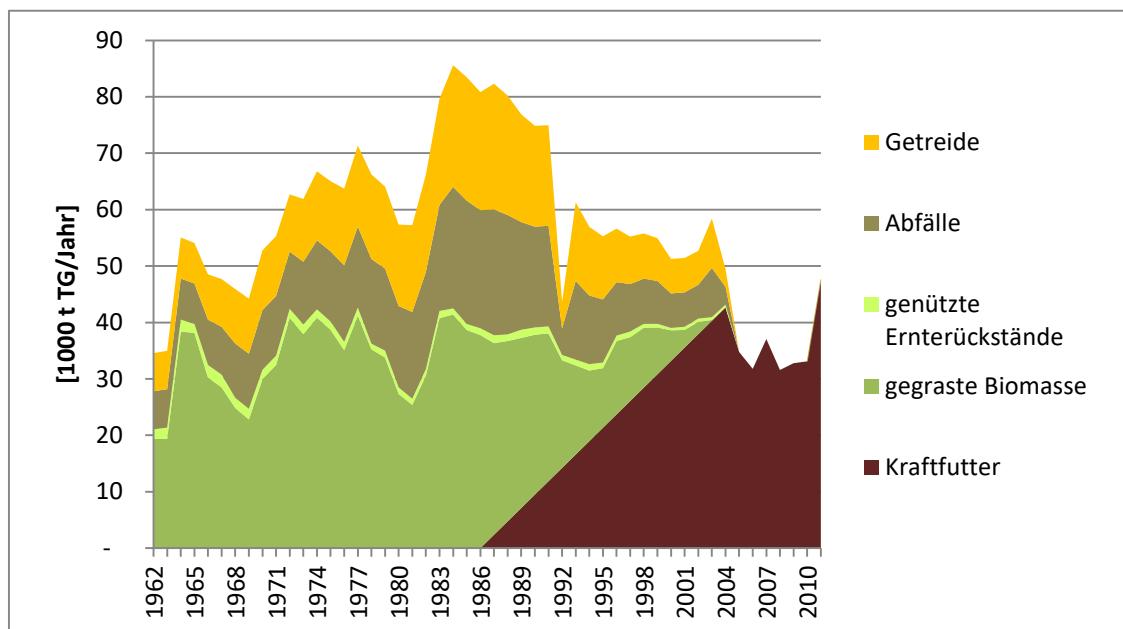


Abb.13: Entwicklung der Zusammensetzung des Futters für Monogastrier von 1962 – 2011.

Um die $HANPP_{harv}$ am Grasland der Krausmann-Variante zu erhalten, wird zuerst die gegraste Biomasse von Schafen und Rindern und jene von Schweinen addiert. Da es in der Literatur allerdings keine Anhaltspunkte für das Gras von Schweinen gibt, wird angenommen, dass die Summe der gegrasteten Biomasse von Schafen, Rindern und Schweinen in dieser Variante zur maximalen $HANPP_{harv}$ (MAX) führt. Wird nur die gegraste Biomasse von Schafen und Rindern in der $HANPP_{harv}$ am Grasland berücksichtigt, stellt das Ergebnis die minimale $HANPP_{harv}$ (MIN) dieser Variante dar. Wie später auch auf Abbildung 25 gezeigt wird, beträgt die Differenz zwischen der maximalen $HANPP_{harv}$ und der minimalen $HANPP_{harv}$ höchstens 41.215t TG im Jahr 1984 und hat damit keinen großen Einfluss auf das $HANPP$ -Ergebnis. Für alle weiteren Berechnungen wird daher die maximale $HANPP_{harv}$ verwendet.

Die **Herrero-Variante** zur Berechnung der $HANPP_{harv}$ am Grasland beruht auf Daten von Herrero u.a. (2013). Die Autoren berechneten u.a. die Menge an von Nutztieren gegraster Biomasse in unterschiedlichen landwirtschaftlichen Betriebssystemen auf der Basis des Nährstoffbedarfs der Wiederkäuer. Die unterschiedlichen Betriebstypen wurden zuerst in

zwei Kategorien unterteilt. Die erste Kategorie sind Betriebe, die hauptsächlich Viehwirtschaft betreiben, und bei denen über 90% des an die Nutztiere verfütterten Trockengewichts von Wiesen, Weiden, Grünfutter und zugekauftem Futter stammt und weniger als 10% des des verfütterten Trockengewichts durch Aktivitäten entsteht, die nicht mit der Nutztierhaltung in Zusammenhang stehen. Die zweite Kategorie sind gemischte Betriebe, die Ackerbau und Viehzucht betreiben, und die entweder über 10% des an Nutztiere verfütterten Trockengewichts durch Aktivitäten produzieren, die nicht mit der Nutztierhaltung in Zusammenhang stehen oder über 10% des Produktionswertes durch Aktivitäten erzeugen, die nicht mit der Nutztierhaltung in Zusammenhang stehen (Herrero u. a. 2013). In den Bergregionen Montenegros dominiert die ausschließlich viehwirtschaftliche Produktion, während in Zentral-, Südostmontenegro sowie an der Küste gemischte Betriebe vorherrschen (ARCOTRASS-Consortium 2006). Da auf das gesamte Land gerechnet allerdings weniger als 10% des Futters für die Weidetiere aus Quellen kommen, die nicht primär der Viehhaltung dienen (in diesem Fall als Futter genutzte Ernterückstände und Biertreber), dominiert in Montenegro die Kategorie der Betriebe, die hauptsächlich Viehhaltung betreiben. Im nächsten Schritt wurde diese Klassifizierung in drei Klimaregionen aufgeteilt; Arid-semiarid, humid-subhumid und temperat-tropisches Hochland. Montenegro fällt fast zur Gänze in die humide-subhumide Klimazone, einzig die südliche Küstenregion wird hin und wieder als semiarid bezeichnet (Nyssen u. a. 2014). Da dort allerdings kaum Viehhaltung betrieben wird, wird für das ganze Land die Kategorie humid-subhumid angenommen. In Montenegro dominiert demnach das System „*Livestock Grazing Humid-Subhumid Tropics and Subtropics*“ (LGH). Weiters teilen die Autoren die Wiederkäuer aufgrund ihres unterschiedlichen Futtermittelbedarfs in vier Gruppen ein, wie in Tabelle 8 zu sehen ist. Schweine werden in diesem System nicht als grasende Tiere behandelt.

Tabelle 8: Futtermittelbedarf der vier Tiergruppen des Systems LGH. Quelle: Herrero u.a. (2013)

Fleischkühe	4142,7 KgTG/TLU/Tag
Milchkühe	2857,9kgTG/TLU/Tag
kleine Wiederkäuer für Fleischproduktion	1847,4kgTG/TLU/Tag
kleine Wiederkäuer für Milchproduktion	2727,6kgTG/TLU/Tag

Das Verhältnis der Wiederkäuer für Fleischproduktion zu jenen für Milchproduktion wird der Landwirtschaftszählung (Statistical Office of Montenegro 2011) für das Jahr 2010 entnommen und dieses Verhältnis aufgrund fehlender Daten für den gesamten Studienzeitraum angewandt (Tabelle 9).

Tabelle 9: Verhältnis der jeweiligen Wiederkäuer für Milch- bzw. Fleischproduktion im Jahr 2010. Quelle: MONSTAT (2011)

	Rinder	Schafe	Ziegen
Milch	63,8%	57,5%	60,4%
Fleisch	36,2%	42,5%	39,6%

Um die TLUs der jeweiligen Tiergruppe zu errechnen, wird auf das Schlachtgewicht der Fleischkühe so wie der Schafe zur Fleischproduktion zurückgegriffen. Mangels Daten wird für das Gewicht der Ziegen zur Fleischproduktion die Daten der Schafe verwendet. Weiters wird angenommen, dass alle Wiederkäuer zur Milchproduktion 10% weniger wiegen als

jene zur Fleischproduktion, da diese meist gemästet werden. Da die Daten von Herrero u.a. keine Angaben zur gegrasten Biomasse durch Pferde geben, wird für diese Tiergruppe der Futtermittelbedarf auf Basis der Daten von Krausmann u.a. (2013) verwendet. Auch in dieser Variante wird nur der Futtermittelbedarf von Rindern und Schafen auf Grasländern gedeckt und schließlich zur gegrasten Biomasse das Heu addiert, um die gesamte HANPP_{harv} am Grasland zu erhalten.

Die HANPP_{harv} auf **Waldflächen** bezieht sich auf die zwei Landnutzungskategorien Wald und bewaldete Flächen. Einige Institutionen publizieren Daten zur Holzentnahme in Montenegro (FAO, MONSTAT, Forest Resources Assessment, Forest Administration), welche teilweise stark voneinander abweichen. Anđelić u.a. (2012) führen dies auf die unterschiedlichen Methoden der Datenerhebung zurück. Die ersten Zahlen zu Montenegros Wäldern wurden für den „*General Forest Management Plan*“ in den 1970ern und dessen Aktualisierungen in den 80ern sowie in den 90ern von der Forst Administration (FA), welche im Rahmen des Landwirtschaftsministeriums (MARD) arbeitet, aufbereitet (MARD 2013: 99). Diese Pläne decken 12 der 21 montenegrinischen Gemeinden ab und damit ungefähr 50% der Wälder. MONSTAT greift auf diese Daten zurück und stellt rückwirkend ab 1961 nationale Zahlen zur Verfügung (Statistical Office of Montenegro, o. J.). Aufgrund der zeitlichen Konstanz und Lückenlosigkeit werden Daten der MONSTAT-Statistik verwendet, die Daten zur Holzentnahme für Nadel- und Laubholz getrennt, jedoch nicht für die weitere Unterteilung in Industrierundholz und Holzbrennstoffe zur Verfügung stellt.

Zusätzlich werden die Ergebnisse der nationalen Forstinventur (NFI) in die Berechnungen integriert, welche erstmals von 2009 – 2011 durchgeführt wurde. Die Ergebnisse der NFI zeigen, dass die bisherigen Daten zur Holzentnahme von MONSTAT grobe Unterschätzungen der realen Verhältnisse sind. Im Rahmen der NFI wurde die tatsächliche Holzentnahme mittels Anzahl der Baumstümpfe in allen zugänglichen Wäldern für Holzversorgung erhoben. Wenn Holz aus Wald entnommen wird, müssen zwei Markierungen am zurückgelassenen Baumstumpf erkennbar sein: eine, um das Fällen des Baumes zu erleichtern, eine zweite, um die Ernte als registriert zu kennzeichnen. Laut NFI sind zwei Drittel des geernteten Holzvolumens ohne den zwei verpflichtenden Markierungen zu finden, also nicht registriert. Der kleine Anteil gefällter Bäume mit einem Durchmesser unter 11cm muss in der Praxis nicht markiert werden und die NFI nimmt zusätzlich an, dass bei 15% der nicht vollständig markierten Baumstümpfe der Prozess des Registrierens und Markierens noch nicht abgeschlossen ist, weil das Stück Land kurz nach dem Holzeinschlag untersucht wurde. Werden diese zwei Annahmen angewandt, sind es noch 51,4% der Holzernte, die nicht zweimal markiert und daher nicht registriert wurde (Dees u. a. 2013, 172).

Im selben Jahr wie die NFI wurde eine sehr detaillierte Studie zum Verbrauch von Holzbrennstoffen in Montenegro für das Jahr 2011 von MONSTAT veröffentlicht (Radojević 2013). Ergebnis dieser Studie ist unter anderem, dass im Jahr 2011 741.604m³ Feuerholz und langes Rundholz produziert wurden (Radojević 2013, 43). In der NFI wird auf der Basis dieser Zahl die gesamte Holzernte Montenegros abgeschätzt (1.372.609m³ brutto-Volumen (Dees u. a. 2013, 174)), wodurch die Resultate der NFI bestätigt wurden.

Für diese Studie wird daher angenommen, dass die Schätzungen der NFI der Realität am nächsten sind. Aus diesem Grund werden zu den MONSTAT-Daten 51,4% der Holzernte addiert, um die nicht registrierte Holzernte zu inkludieren. Implizit wird die Annahme getroffen, dass sich das Verhältnis der registrierten zur unregistrierten Holzernte von 1962 – 2011 nicht ändert.

Als $HANPP_{harv}$ zählt zudem der Biomasseverlust durch Waldbrände, die von Menschen verursacht wurden. Die Hauptursachen von Waldbränden sind das Abbrennen von Stoppeln auf Feldern sowie von Weiden und Brandstiftung, da nach Bränden Beeren und Pilzen schnelleres Wachstum und Weiden eine höhere Produktivität aufweisen (Regional Fire Monitoring Center 2015, 10). Daher wird angenommen, dass der gesamte, in der MONSTAT-Statistik angeführte Biomasseverlust aufgrund von Waldbränden menschlich verursacht ist. Daten zur verbrannten Biomasse sind einerseits in der MONSTAT-Statistik für fast alle Jahre von 1962-2013 und andererseits in einer Studie über Waldbrände des Regional Environmental Center (REC) (Regional Fire Monitoring Center 2015) für die Jahre 2004-2012 verfügbar, welche auf Daten der Forstadministration zurückgreifen. Für die Jahre 1962 – 2003 werden daher die Daten der MONSTAT-Statistik verwendet. Für die Jahre 2003 – 2013 werden zwei Szenarien erstellt, um die Einflussgröße dieses Datenpostens abschätzen zu können. Die zwei Datensätze divergieren hauptsächlich in den Jahren 2009 bis 2013. Abbildung 14 verdeutlicht, dass die Unterschiede der zwei Datensätze die $HANPP_{harv}$ (Primärachse) und daher auch die $HANPP$ (Sekundärachse) nur gering beeinflussen. Allein im Jahr 2012 klaffen die Werte stark auseinander, da die Forstadministration die gesamte abgebrannte Holzbiomasse mit $536.088m^3$ beziffert (Regional Fire Monitoring Center 2015, 11), während MONSTAT gar keine Daten für dieses Jahr angeibt. Da diese Studie im Jahr 2011 endet, wurden für den gesamten Studienzeitraum als Ausgangsbasis MONSTAT-Daten verwendet.

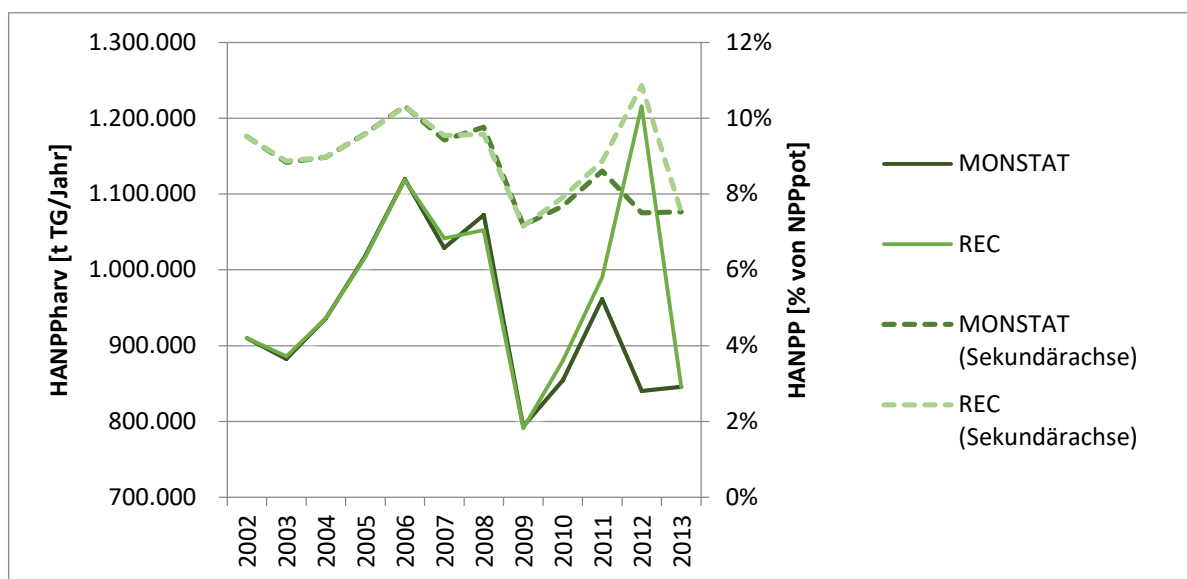


Abb.14: Zwei Szenarien der $HANPP_{harv}$ (Primärachse) sowied der $HANPP$ (Sekundärachse) auf Waldflächen auf Basis zweier unterschiedlicher Datensätze zu Waldbrandschäden (MONSTAT, REC) von 2002 - 2013.

Daten zur Holzentnahme sowie zum abgebrannten Holz von MONSTAT beziehen sich auf Waldflächen sowie anders bewaldete Flächen und werden in Frischgewicht und inklusive Holzabfälle durch Ernte und Produktion (Rinde, Äste, Laub, etc.) angegeben. Um die Daten zu abgebranntem Holz in Nadel- und Laubholz aufzuteilen, werden sie mit dem jeweiligen Anteil am gesamten stehenden Holzvolumen multipliziert, der in Tabelle 10 aufgelistet ist (Markus-Johansson u. a. 2010, 34). Aufgrund Datenmangels wird angenommen, dass sich dieses Verhältnis über die Zeitreihe nicht verändert. Auf der Basis dieser Datenreihe wird die Holzernte sowie das abgebrannte Holz mittels Dichtefaktoren in Trockengewicht konvertiert, die für die häufigsten Nadel- und Laubbaumarten in Montenegro in der NFI

(Dees u. a. 2013, 74) zu finden und in Tabelle 10 abgebildet sind. Anschließend wird den Anteil der abgestorbenen Biomasse berechnet, der unter der Erde liegt (Wurzeln), anhand des Verhältnisses zwischen oberirdischer (Trieb) und unterirdischer Biomasse von Laub- bzw. Nadelbäumen, das ebenso in der NFI zu finden ist. Zuletzt wird die gesamte geerntete Biomasse und das abgebrannte Holz summiert, um die $HANPP_{harv}$ zu erhalten.

Tabelle 10: Faktoren zur Berechnung der $HANPP_{harv}$ auf Waldflächen.

	Anteil am Gesamtvolumen	Dichtefaktor	Ernteverlust	Trieb- Gesamtbiomasse Verhältnis
Quelle	Markus-Johansson u.a. (2010)	NFI/Dees u.a. (2013)	Statistical Office of Montenegro (o. J.)	NFI/ Dees u.a. (2013)
Laubholz	40.98%	0.60	18%	1.147
Nadelholz	59.02%	0.49	18%	1.192

Die ungenutzte $HANPP_{harv}$ besteht aus den unterirdischen und oberirdischen Ernterückständen sowie der Rinde. MONSTAT führt für die Jahre 2003 – 2013 einen eigenen Datenposten „Scrap“ (Ernteverluste), der die Menge der Holzteile angibt, die während der Ernte und der Verarbeitung ungenutzt im Wald zurückbleiben und beträgt durchschnittlich 18% der Holzentnahme. Um die ungenutzte $HANPP_{harv}$ zu errechnen, werden die Ernteverluste und die unterirdische Biomasse addiert.

Auch auf **Karstlandschaften** wird Biomasse entnommen, und zwar durch Weideaktivitäten von Nutztieren. In einer Länderstudie im Auftrag der EU (ARCOTRASS-Consortium 2006) wurde belegt, dass hauptsächlich Ziegen in Montenegro auf Karstlandschaften grasen. Daher wird in dieser Studie angenommen, dass der Futtermittelbedarf der Ziegen auf Karstlandschaften gedeckt wird und gleichzeitig die $HANPP_{harv}$ darstellt. Problematisch an dieser Annahme ist, dass Ziegen zwischen 1954 und 1984 offiziell nicht gehalten werden durften. Karstlandschaften in Montenegro sind jedoch potenziell Waldflächen und entstanden erst durch Beweidungsdruck. Diese Annahme wird aus Mangel an Daten angewandt, allerdings im Kapitel „Robustheit der Daten“ diskutiert.

Da zwei Varianten zum Futtermittelbedarf der Nutztiere in Montenegro berechnet wurden, gibt es ebenso zwei Schätzungen des Futtermittelbedarfs der Ziegen. Tabelle 11 veranschaulicht diese beiden Annäherungen ab 1985, da das Halten von Ziegen vor diesem Jahr verboten war (und daher die Annahme getroffen wurde, dass keine Ziegen gehalten wurden).

Tabelle 11: Futtermittelbedarf der Ziegen in [t TG/Jahr]

	1985	1990	1995	2000	2005	2010
Krausmann u.a. 2013	1.095	6.570	12.045	17.520	22.995	19.576
Herrero u.a. 2013	559	3.437	6.766	9.279	15.131	13.196

Ersichtlich ist, dass der Futtermittelbedarf der Ziegen der Herrero-Variante durchschnittlich um ca. die Hälfte kleiner ist, als jener der Krausmann-Variante. Aufgrund des umfassenderen und aktuelleren Datensatzes Herreros wird die Herrero-Variante zur Berechnung der HANPP herangezogen. Um Konsistenz zu wahren, wird auch auf Karstlandschaften die Herrero-Variante angewandt.

Die HANPP_{harv} auf **Infrastrukturflächen** ist die Ernte auf begrünten Flächen (z.B. Gärten, Parks, Sportanlagen, Grünstreifen neben Straßen) innerhalb Siedlungsgebieten. Es wird wie in Krausmann u.a. (Krausmann u. a. 2013, 8 SI) angenommen, dass durch Erhaltungsmaßnahmen und Gartenpflege 50% der überirdischen NPP geerntet wird und davon wiederum 50% genutzt wird (HANPP_{ue}).

3.2.6 NPP_{eco}

Um die NPP_{eco} zu erlangen, wird für alle Landnutzungskategorien die jeweilige HANPP_{harv} von der jeweiligen NPP_{act} abgezogen.

4 Ergebnisse

4.1 Landnutzungs- und Landbedeckungsveränderung

Die landwirtschaftliche Fläche in Montenegro im Jahr 2011 beträgt 515.740ha und macht damit 38% der gesamten Landfläche oder 0,83ha pro Person aus. Zwischen 1962 und 2011 nimmt diese Fläche um 76.621ha ab, das sind knapp 13%. Auch aus der Literatur (z.B. Kerckhof u. a. 2016; Nyssen u. a. 2014) geht hervor, dass die Landnutzung in Montenegro seit den 1950er Jahren stark zurückgeht. Die Landbedeckung wird in Montenegro klar von Grasland und Waldflächen dominiert, wie auf Abbildung 15 deutlich wird. Das Grasland nimmt in der Zeitspanne 1962 – 2011 um 13%, von 516.456ha auf 450.943ha, ab. Diese Abnahme geschieht vor allem in den ersten 20 und letzten 10 Jahren der Studie, während das Grasland zwischen 1980 und 2000 relativ konstant bleibt. Die Waldfläche (inkl. andere bewaldete Flächen) erfährt im Gegensatz zum Grasland über den gesamten Studienzeitraum eine starke Zunahme von 613.000ha auf 765.333ha. Diese Zunahme von 20% geschieht in der zweiten Studienhälfte vor allem auf Kosten des Graslandes sowie der Karstlandschaften, auf dem sich die Vegetation durch die Verringerung des menschlichen Einflusses wieder verdichtet und zu anders bewaldeten Flächen und Wald wird. Im Jahr 2011 stellt die gesamte Waldfläche mit 57% der gesamten Landfläche Montenegros (die NFI spricht sogar von 69,4% (Dees u. a. 2013, 5) die größte Landbedeckungskategorie dar und macht Montenegro mit 1,6ha/EinwohnerIn im Jahr 2011 zu einem der am stärksten bewaldeten Länder Europas (Anđelic u. a. 2012, 45).

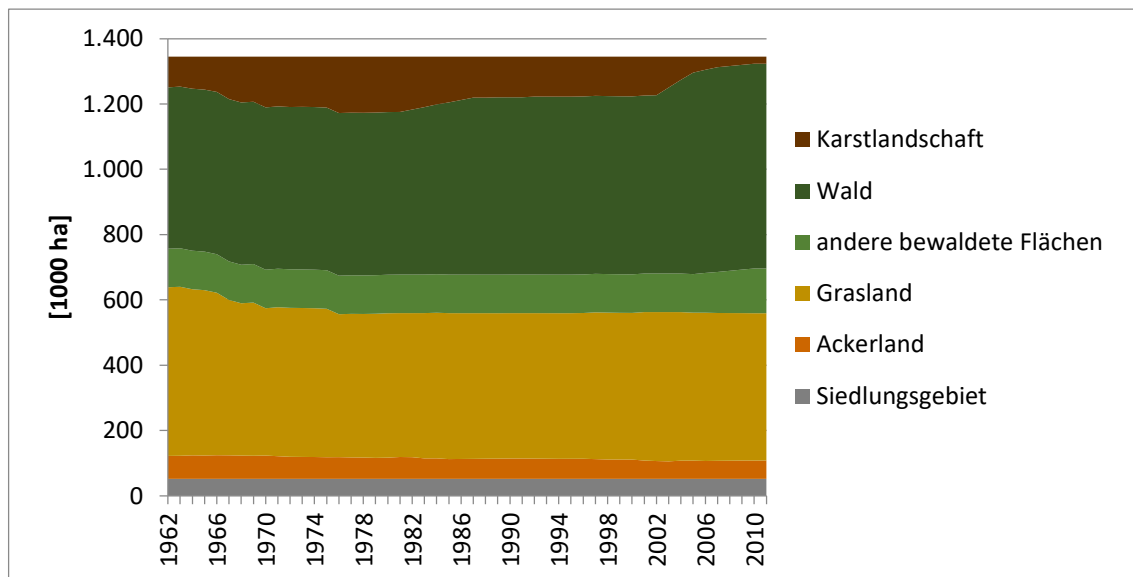


Abb. 15: Landnutzungsveränderung in Montenegro von 1962 bis 2011

Das Ausmaß der Karstlandschaften erreicht im Jahr 1976 mit 120.883ha sein größtes Flächenausmaß und sinkt anschließend bis 2011 auf nur 15.195ha. Die Infrastrukturfläche bleibt in dieser Studie aufgrund fehlender Daten konstant.

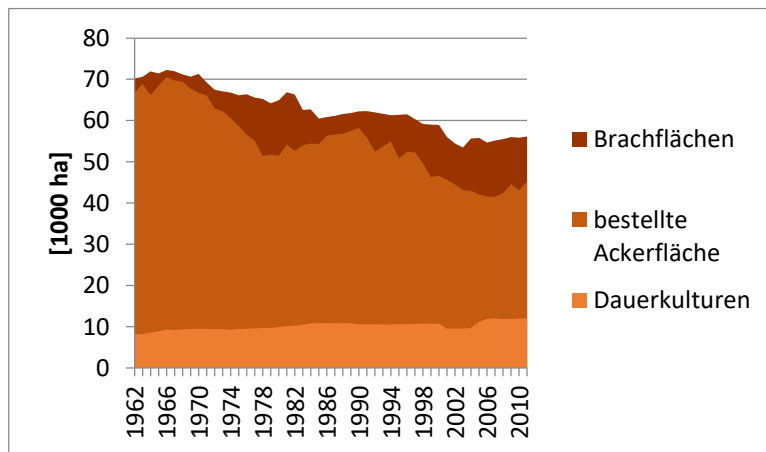


Abb. 16: Entwicklung der Brachflächen, des bestellten Ackerlandes sowie der Flächen unter Dauerkulturen in Montenegro von 1962 bis 2011

Mit einem durchschnittlichen Anteil von 5% an der gesamten Landfläche spielt das Ackerland im Gesamtbild eine sehr kleine Rolle. Näher betrachtet fällt jedoch auf, dass sich die Fläche um 20% verkleinert. Zudem geht aus Abbildung 16 deutlich hervor, dass der Anteil der Brachflächen bis 1977 stark ansteigt, im Jahr 1977 einen Höhepunkt mit 26% erreicht und sich 2011 bei 19% und damit 10.823ha einpendelt. Mit der Zunahme der Brachflächen nimmt die bestellte Ackerfläche

von 66.723ha im Jahr 1962 auf 45.328ha in 2011 stark ab. Im Gegensatz dazu erfährt die Fläche mit Dauerkulturen über den Studienzeitraum einen kleinen Anstieg von 8.200ha auf 12.000ha.

4.2 NPP_{pot}

Die NPP_{pot} ist im Zeitraum der Studie generell von einem Wachstum gekennzeichnet und erreicht ihren Höhepunkt im Jahr 2011 mit 19,5 Mt TG. Tabelle 12 veranschaulicht die Zunahme der Werte pro Landnutzungskategorie und Fläche. Es wird angenommen, dass die Zunahme der NPP_{pot} der einzelnen Landnutzungskategorien hauptsächlich im generellen Wachstum der NPP_{pot} durch den CO₂-Düngeeffekt begründet liegt.

Tabelle 12: NPP_{pot} der einzelnen Landnutzungskategorien von 1962 – 2010 in [t TG/ha/Jahr]

	1962	1970	1980	1990	2000	2010
Wald & andere bewaldete Fläche	11	13,7	12,3	13	13,6	14,6
Grasland	10,9	13,6	12,2	12,9	13,5	14,5
Ackerfläche	11	13,7	12,3	13	13,6	14,5
Karstlandschaft	3,3	4,1	3,7	3,9	4,1	4,4
Siedlungsgebiet	11	13,7	12,3	13	13,6	14,5

Betrachtet man die absoluten Werte der NPP_{pot} der einzelnen Landnutzungskategorien auf Abbildung 17 wird deutlich, dass Waldflächen und Grasland aufgrund ihres größten Flächenausmaßes die höchsten Werte sowie die stärkste Zunahme aufweisen. Im Gegensatz dazu bleibt die NPP_{pot} der Ackerflächen und Siedlungsgebiete relativ konstant und weisen sehr niedrige Werte von knapp 1Mt TG/Jahr auf, während die NPP_{pot} der Karstlandschaften gegen Ende des Studienzeitraumes sogar abfällt.

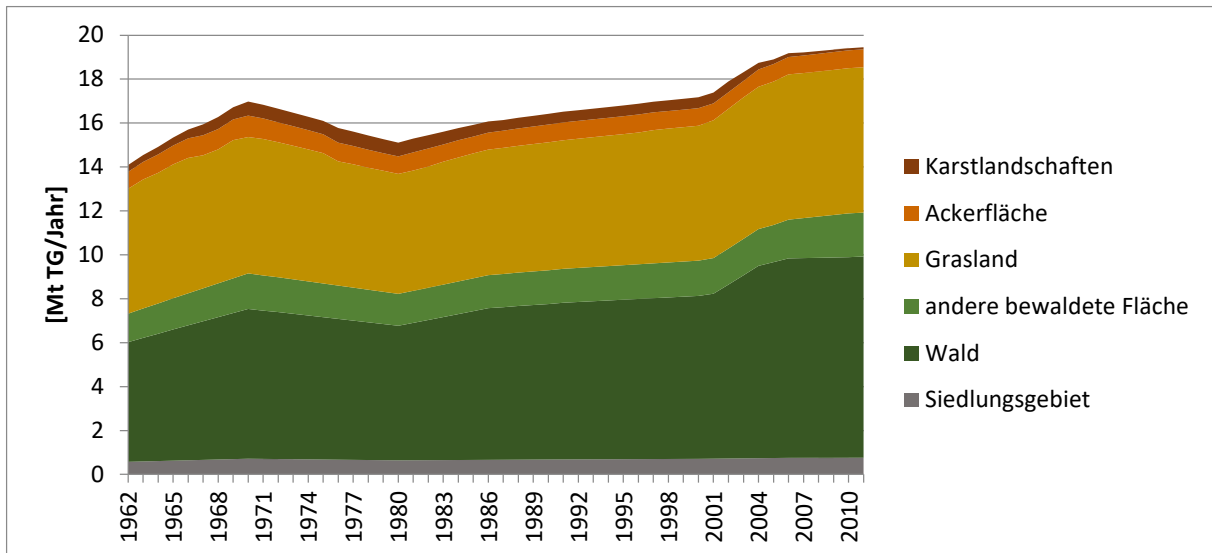


Abb.17: NPPpot der einzelnen Landnutzungskategorien in Montenegro von 1962 - 2011

4.3 NPPact, HANPPluc

Im Wesentlichen folgt der Trend der NPP_{act} der Entwicklung der NPP_{pot} über die Jahre 1962 – 2011 und zeigt eine deutliche Zunahme der tatsächlichen Produktivität in Montenegro von 11,89Mt TG im Jahr 1962 auf 17Mt TG im Jahr 2011, wie auf Abbildung 18 zu sehen ist. Diese Zunahme ist stark von der Vergrößerung der Waldfläche dominiert, die einen Anstieg der NPP_{act} von über 3,5Mt TG im Laufe des Studienzeitraums aufweist.

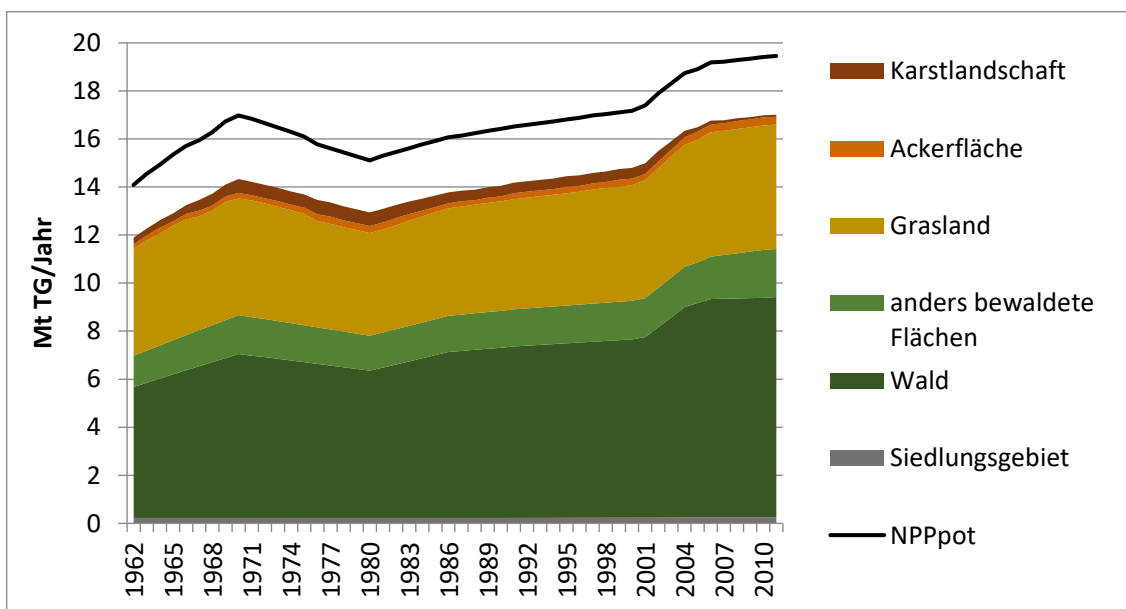
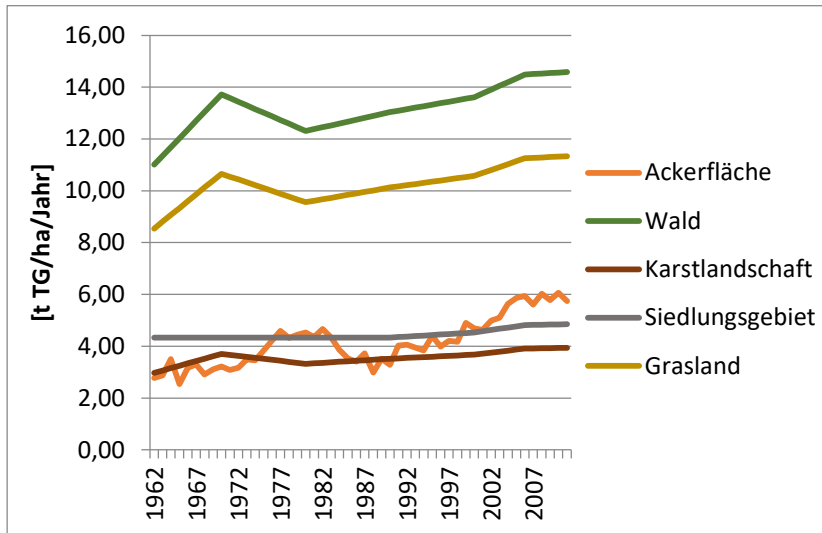


Abb. 18: NPPact der Landnutzungskategorien Montenegros von 1962 – 2011.

Die NPP_{act} am Grasland sank bis zum Jahr 1990 von 5,6Mt TG auf 4,9Mt TG aufgrund des Rückgangs des Graslandes, bevor sie wieder zu wachsen beginnt und im Jahr 2011 5,3Mt TG aufweist. Während die NPP_{act}/ha auf Wald, Grasland, Siedlungsgebiet sowie Karstlandschaften einen ähnlichen Verlauf haben wie ihre jeweilige NPP_{pot}/ha , fällt die NPP_{act}/ha am Ackerland aus diesem Schema heraus. Das Ackerland erfährt eine Zunahme der NPP_{act} um 0,12Mt TG über den Studienzeitraum, was eine Steigerung von 63% bedeutet. In



Anbetracht der abnehmenden Ackerfläche sowie der relativ konstanten NPP_{pot} am Ackerland, ist dies eine sehr starke Zunahme. Abbildung 19 zeigt die aktuelle Vegetation pro Hektar und veranschaulicht, dass auch die NPP_{act}/ha am Ackerland stark steigt.

Abb. 19: NPPact pro Hektar der Landnutzungskategorien Montenegros von 1962 - 2011

Auf Abbildung 20 ist zu sehen, dass diese Zunahme der NPP_{act} hauptsächlich auf den brachliegenden Flächen sowie den

Korridoren stattfindet. Die Spitze der NPP_{act} in den Jahren 1974 – 1982 am Ackerland ist ebenso mit einem kurzfristigen, aber drastischen Rückgang der bestellten Ackerfläche und der damit einhergehenden Zunahme der Brachfläche zu erklären.

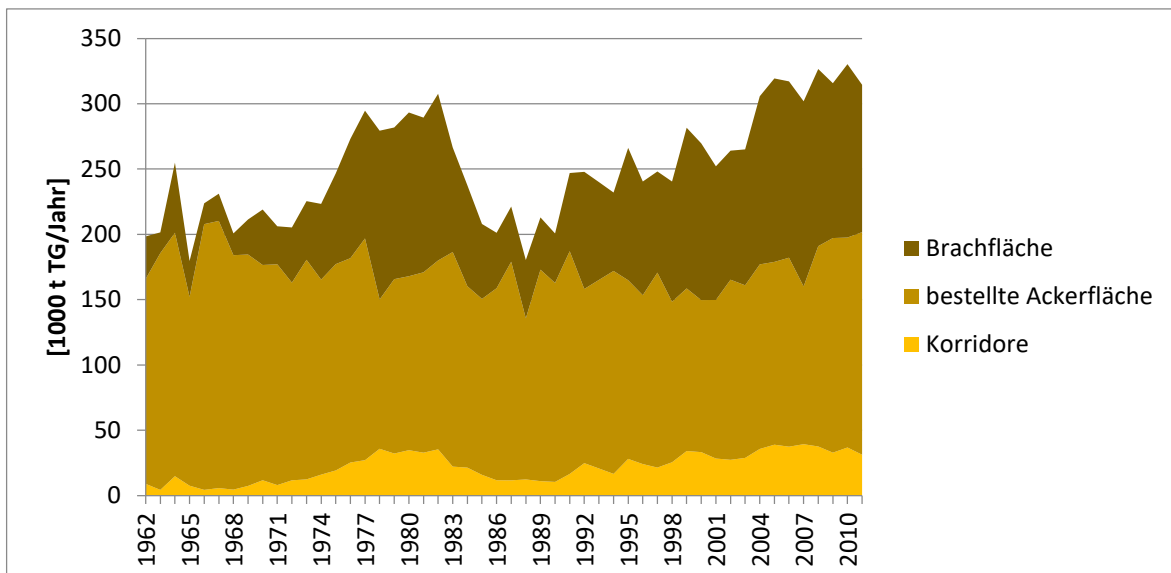


Abb. 20: Entwicklung der NPPact am gesamten Ackerland sowie auf bestellten Ackerflächen, Brachflächen und Korridoren in Montenegro von 1962 - 2011

Auf Abbildung 18 ist neben der Entwicklung der NPP_{act} der einzelnen Landnutzungsklassen außerdem die Entwicklung der NPP_{pot} zu sehen. Die Differenz zwischen der NPP_{act} und der NPP_{pot} ist die $HANPP_{luc}$, also der Biomasseverlust durch Landnutzungsveränderung. Die $HANPP_{luc}$ blieb über den gesamten Studienzeitraum hinweg recht konstant und nahm bis 2011 nur leicht ab. Sie bewegt sich zwischen 2,3Mt TG/Jahr und 2,6 Mt TG/Jahr und liegt mit 13% - 16% der NPP_{pot} etwas über dem europäischen Durchschnitt von 11% im Jahr 2000 (Plutzer u. a. 2016). Während die $HANPP_{luc}$ im europäischen Durchschnitt nur ein Drittel zur $HANPP$ beiträgt, trägt die $HANPP_{luc}$ in Montenegro beinahe über den gesamten Studienzeitraum mehr als die Hälfte zur $HANPP$ bei. Die Hälfte der $HANPP_{luc}$ in Montenegro macht das Grasland aus. Dies ist auf das große Flächenausmaß dieser Landnutzungskategorie (über 1/3 der Landesfläche) zurückzuführen, da die $HANPP_{luc}$ pro Hektar mit zwischen 2,5 und 3t TG/ha/Jahr relativ gering ist. Im Vergleich dazu weist die Ackerfläche eine enorm hohe $HANPP_{luc}$ pro Fläche, zwischen 8 und 10,5t TG/ha/Jahr, auf. Anders ausgedrückt weist das Grasland eine nur ungefähr doppelt so hohe absolute $HANPP_{luc}$ auf wie die Ackerfläche trotz seines achtfachen Flächenausmaßes. Trotz des sehr geringen Anteils an der Landesfläche (4% in 2011) trägt die $HANPP_{luc}$ auf Ackerflächen beinahe ein Viertel zur gesamten $HANPP_{luc}$ bei. Die absolute $HANPP_{luc}$ der Ackerfläche hat im Jahr 1970 einen Höhepunkt von 0,75Mt TG, was 76% der NPP_{pot} sind, und sinkt bis zum Jahr 2011 auf 0,5Mt TG. Abbildung 21 veranschaulicht diese gegensätzlichen Werte. Die Werte der $HANPP_{luc}$ in Siedlungsgebieten (absolut sowie pro Hektar) bleiben auf demselben Niveau wie die der Ackerflächen. Auf Waldflächen und anderen bewaldeten Flächen wird keine $HANPP_{luc}$ angenommen.

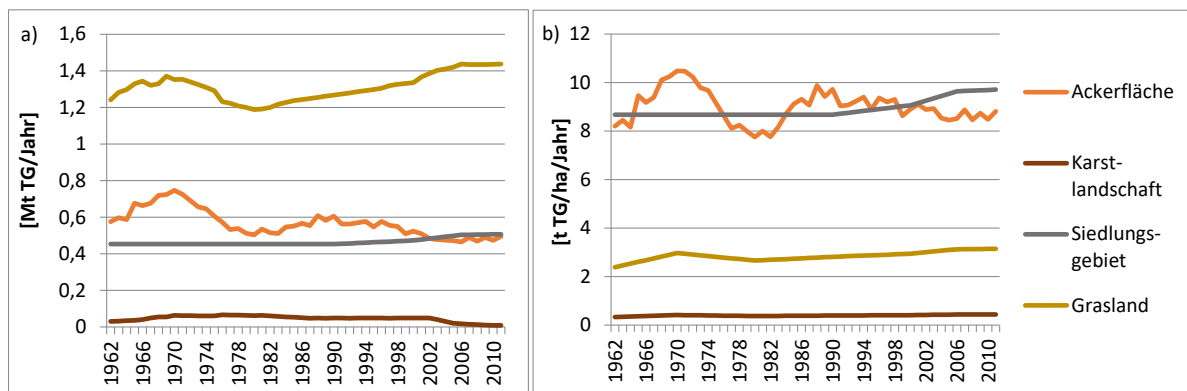


Abb. 21: Die HANPP_{luc} der einzelnen Landnutzungskategorien in Montenegro von 1962 – 2011 in a) absoluten Werten und b) pro-Hektar Werten

4.4 HANPP_{harv}

Abbildung 22 zeigt die gesamte $HANPP_{harv}$ mit dem Beitrag der einzelnen Landnutzungskategorien⁶ als gestapelte Fläche der Herrero-Variante sowie der gesamten $HANPP_{harv}$ als durchgezogene Linie der Krausmann-Variante und der gesamten ungenutzten Ernte. Generell wird deutlich, dass die $HANPP_{harv}$ über den Studienzeitraum in beiden Varianten abnimmt. In der Krausmann-Variante beträgt sie 2,15Mt TG im Jahr 1962 und sinkt ab 1990 bis 2011 auf 1,41Mt TG. In der Herrero-Variante beträgt die $HANPP_{harv}$ im Jahr 1962 1,79Mt TG, steigt bis 1989 auf ein ähnliches Niveau wie die Krausmann-Variante an

⁶ In der Landnutzungskategorie Wald sind die anders bewaldeten Flächen bereits inkludiert, da die Daten zur Holzernte nur für Waldflächen und anders bewaldeten Flächen gemeinsam zur Verfügung stehen.

(~2,4Mt TG) und sinkt bis 2011 auf 1,47Mt TG. Die Differenz zwischen den $HANPP_{harv}$ s der zwei Varianten beträgt maximal 0,36Mt TG in 1962 verringert sich anschließend, bis die zwei Varianten im Jahr 1990 die selbe $HANPP_{harv}$ aufweisen (2,10Mt TG). Nach leichten Schwankungen übersteigt die $HANPP_{harv}$ der Herrero-Variante schließlich die der Krausmann-Variante erstmals im Jahr 2002 und weist ab diesem Jahr höhere Werte als die Krausmann-Variante auf (maximal um 0,15Mt TG mehr im Jahr 2010).

Zudem ist ersichtlich, dass die Landnutzungskategorien Grasland und Wald in beiden Varianten die größten Anteile der $HANPP_{harv}$ darstellen. Die Spitze im Jahr 1985 von 2,79Mt TG in der gesamten $HANPP_{harv}$ (beide Varianten) ist auf die $HANPP_{harv}$ der Waldfläche zurückzuführen. Die Ernte auf der Ackerfläche (zwischen 0,1 – 0,15Mt TG) sowie im Siedlungsgebiet (0,1Mt TG) bleibt relativ konstant und die $HANPP_{harv}$ auf Karstlandschaften ist so gering (maximal 15.605t TG in 2008), dass sie in dieser Grafik kaum zu sehen ist.

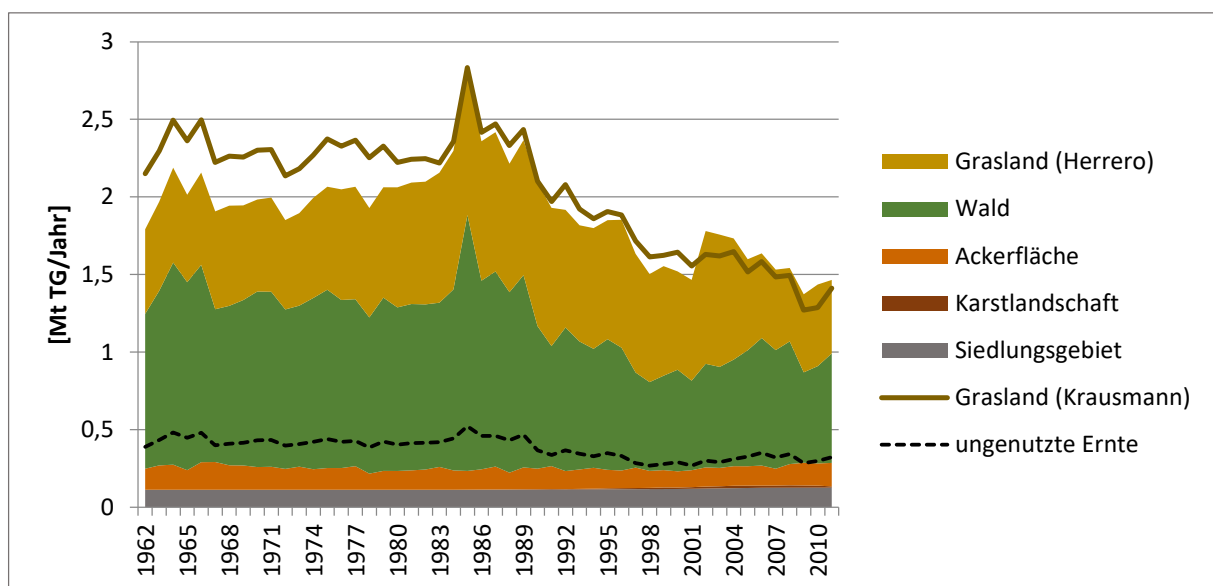


Abb. 22: HANPP_{harv} der einzelnen Landnutzungskategorien Montenegros von 1962 – 2011 der Herrero-Version und des Graslandes der Krausmann-Version sowie der Anteil ungenutzter Ernte an der HANPP_{harv}.

Abbildung 22 zeigt außerdem den Anteil der ungenutzten Ernte an der gesamten $HANPP_{harv}$, die als Absolutwert in beiden Grasland-Varianten dieselbe ist, da am Grasland die gesamte Ernte genutzt wird. Auffällig ist, dass jene Biomasse, die zwar geerntet und zerstört, jedoch im Ökosystem liegen gelassen wird (z.B. Wurzeln, ungenutzte Ernterückstände am Acker, etc.) im Gegensatz zur stark abnehmenden gesamten $HANPP_{harv}$ nur einen sehr leichten Rückgang von 0,4Mt TG in 1962 auf 0,3Mt TG in 2011 (mit einem Spitzenwert von 0,5Mt TG in 1964 und der zweiten Hälfte der 80er Jahre) aufweist. In der Krausmann-Variante beträgt der Anteil der ungenutzten Ernte an der $HANPP_{harv}$ anfänglich 18% und erhöht sich durch die Abnahme der $HANPP_{harv}$ bis zum Jahr 2011 auf 23%. In der Herrero-Variante beträgt dieser Anteil im Jahr 1962 sowie in 2011 jeweils 22%, hat allerdings, aufgrund des rasanten Anstiegs der $HANPP_{harv}$, eine leichte Abnahme in der Mitte der Studienlaufzeit zu verzeichnen.

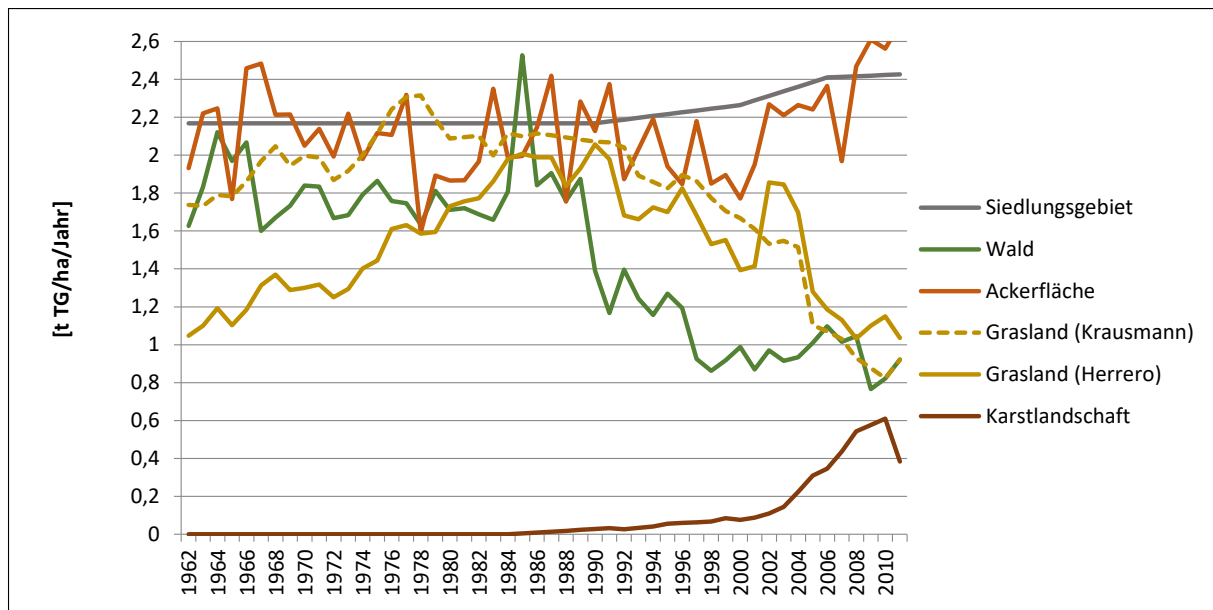


Abb. 23: Entwicklung der HANPP_{harv} der einzelnen Landnutzungskategorien pro Hektar von 1962 - 2011

Auffällig ist, dass die Ernte auf Infrastrukturflächen sowie am Ackerland, welche (abgesehen von Karstlandschaften) die geringsten absoluten HANPP_{harvS} aufweisen, pro Landeinheit durchschnittlich die höchsten Werte erzielen (Abbildung 23). Beide Klassen bleiben als HANPP_{harv}/ha die meiste Zeit auf einem ähnlichen Niveau, Siedlungsgebiete mit 2,2t TG/ha/Jahr und Ackerflächen mit Schwankungen zwischen 1,6 und 2,4t TG/ha/Jahr. Beide Klassen steigen gegen Ende des Studienzeitraums sogar etwas an. Im Gegensatz dazu erfährt die HANPP_{harv}/ha auf Waldflächen eine enorme Abnahme und sinkt über den Studienzeitraum von einer anfänglichen Spitze knapp über 2t TG/ha/Jahr auf unter 1t TG/ha/Jahr. Auch der Trend der HANPP_{harv}/ha am Grasland ist im Abnehmen begriffen. Verglichen mit den anderen Landnutzungskategorien weist die Herrero-Variante anfänglich die geringsten Werte auf, während die Werte der Krausmann-Variante in der ersten Hälfte der Studienlaufzeit auf einem ähnlichen Niveau wie die anderen Landnutzungskategorien liegen. In der zweiten Hälfte erfahren beide Varianten einen starken Rückgang der HANPP_{harv}/ha. Auf Karstlandschaften steigt die HANPP_{harv}/ha ab 2003 stark an und fällt nach einer Spitze im Jahr 2010 (0,6t TG) auf 0,4t TG ab.

4.4.1 HANPP_{harv} auf Ackerfläche

Die HANPP_{harv} auf der **Ackerfläche** bleibt in Relation zu jener am Grasland und auf Waldflächen über den Studienzeitraum stabil zwischen 0,1 und 0,2Mt TG/Jahr, weist jedoch innerhalb dieser Spanne und auf das kleine Ausmaß der Ackerfläche bezogen hohe Schwankungen auf (Sekundärachse auf Abbildung 24). Bis 2001 nimmt die HANPP_{harv} tendenziell ab, danach wieder zu.

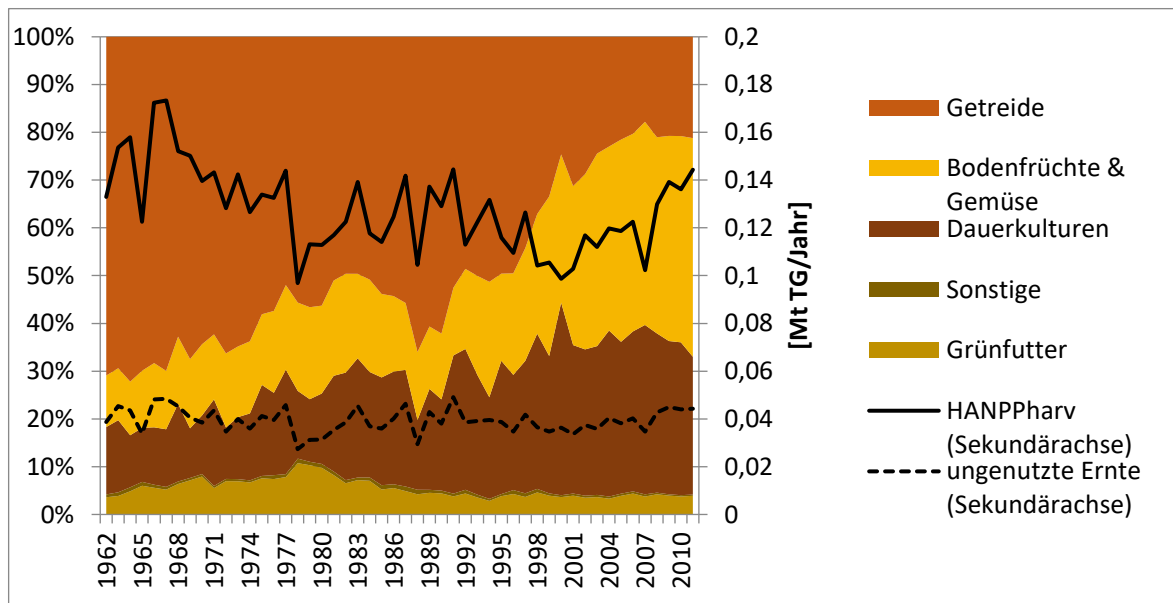


Abb. 24: Primärachse: Anteil der verschiedenen Ackerpflanzengruppen an der gesamten HANPPharv Montenegros von 1962 – 2011. Sekundärachse: HANPPharv und der Anteil ungenutzter Ernte in Montenegro von 1962 – 2011.

Abbildung 24 visualisiert zudem den Anteil der unterschiedlichen Ackerpflanzengruppen an der gesamten HANPP_{harv} über den Zeitraum 1962 – 2011 und verdeutlicht deren hohe Dynamiken im Verhältnis zur relativ gleichbleibenden gesamten HANPP_{harv} der Ackerfläche. Der Beitrag der Ernte von Dauerkulturen zur gesamten HANPP_{harv} verdoppelt sich von 14% auf 29% und pendelt sich bei rund 42.000t TG in 2011 ein. Diese Entwicklung ist vor allem auf die Zunahme der Weinproduktion zurückzuführen und geht einher mit der leichten Ausweitung der Fläche für Dauerkulturen. Eine ähnliche Entwicklung hat die Ernte von Bodenfrüchten (Beeren, Wassermelonen) und Gemüse zu verzeichnen und steigt von einem Anteil von nur 11% auf sogar 46% und erreicht im Jahr 2011 rund 66.000t TG. Die steigende Produktion von Kartoffeln, Kohlgemüse und Wassermelonen sind ausschlaggebend für diese Entwicklung. Gegensätzlich dazu zeugt die Abbildung von einer beträchtlichen Reduktion der Ernte von Getreide. Der anfängliche Anteil von 70% fällt rapide auf nur 21%, was etwas über 30.000t TG im Jahr 2011 sind. Die Ernte für die weitere Verarbeitung zu Grünfutter stellt einen verhältnismäßig geringen Anteil an der gesamten HANPP_{harv} am Ackerland dar. Diese steigt bis zum Jahr 1978 von 4% auf 11% leicht an, um anschließend wieder auf 4% und damit ca. 5.000t TG zu sinken, was eine Folge des Rückgangs der Nutztierzahlen ist. Die sonstige Ernte am Ackerland (Tee, Tabak, Flachs, Hanf) macht einen bedeutungslosen Anteil zwischen mindestens 0,3% und maximal 1% aus.

4.4.2 HANPPharv auf Grasland

Die HANPP_{harv} am **Grasland** wurde über zwei Varianten berechnet. Auf Abbildung 25 ist die HANPP_{harv} der zwei Varianten (sowie die MAX- und MIN-Version der Krausmann-Variante), die Zahlen der Wiederkäuer und der TLUs der Wiederkäuer und der Anteil geerntetes Heu an den beiden HANPP_{harvs} auf Grasland abgebildet.

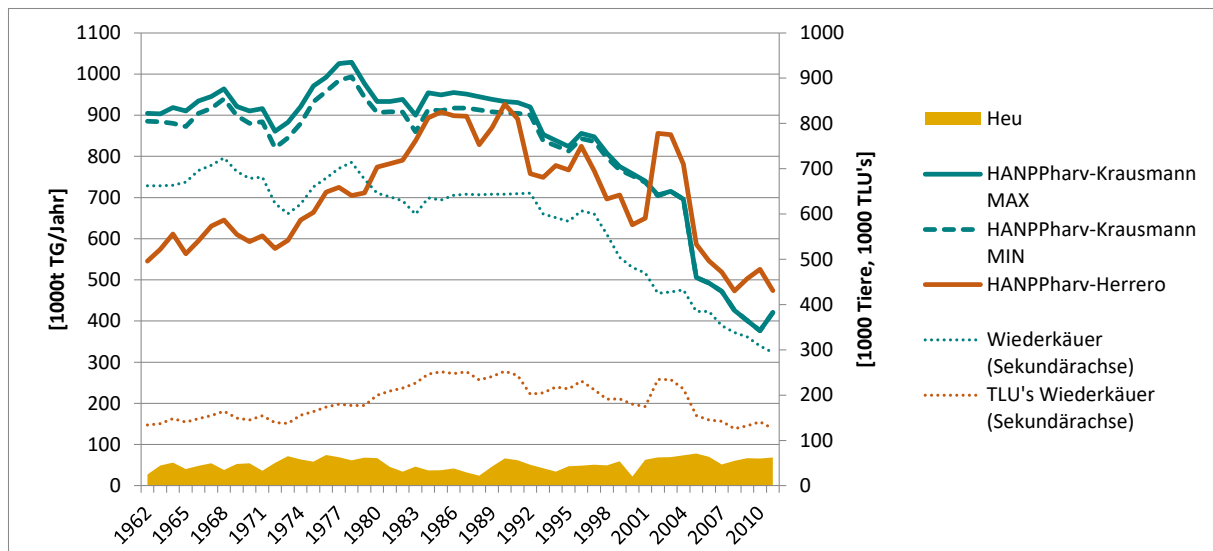


Abb.25: HANPPharv der zwei Varianten am Grasland sowie die MAX- und die MIN-Version der Krausmann-Variante, die Entwicklung der Anzahl der Wiederkäuer sowie deren TLUs und die Entwicklung der Heuproduktion von 1962 – 2011 in Montenegro

In dieser Grafik wird erstens ersichtlich, dass die unterschiedlichen Entwicklungen der Tierzahlen und deren TLUs eine wesentliche Größe für die Berechnung der $HANPP_{harv}$ sind, da die $HANPP_{harv}$ den Entwicklungen der Tierzahlen der Wiederkäuer bzw. deren TLUs folgt.

Zweitens wird deutlich, dass die minimale (Krausmann u.a. 2013 – MIN) und die maximale Version der $HANPP_{harv}$ (Krausmann u.a. 2013 – MAX) der Krausmann-Variante nicht weit auseinander liegen. Die Differenz beträgt maximal 41.215t TG im Jahr 1984. Alle weiteren Berechnungen wurden daher mit $HANPP_{harv}$ MAX durchgeführt.

Die maximale $HANPP_{harv}$ der Krausmann-Variante bleibt bis zum Jahr 1992 auf einem ähnlichem Niveau zwischen 0,86 und 1,03Mt TG/Jahr. Im Jahr 1993 beginnt ein klarer Abwärtstrend der $HANPP_{harv}$, die am Ende des Studienzeitraums in 2011 bei 0,42Mt TG liegt.

Die $HANPP_{harv}$ der Herrero-Variante weist zu Beginn des Studienzeitraums wesentlich niedrigere Werte auf, steigt allerdings in der ersten Hälfte von 0,51Mt in 1962 bis zum Höhepunkt in 1990 auf 0,89Mt TG stark an. Ab diesem Zeitpunkt verläuft die Entwicklung der $HANPP_{harv}$ beider Varianten sehr ähnlich und auch die $HANPP_{harv}$ der Herrero-Variante sinkt bis 2011 auf 0,47Mt TG. Ins Auge sticht allerdings die Spitze in den Jahren 2002-2004 der dieser Variante, wo die $HANPP_{harv}$ der Krausmann-Variante erstmals überstiegen wird und bis zum Ende des Studienzeitraumes auch höher bleibt. Einerseits ist dies darauf zurückzuführen, dass die Gewichte der Nutztiere bei stark sinkender Anzahl weiterhin leicht steigen. Andererseits wird der Futtermittelbedarf der Weidetiere in der Krausmann-Variante in den Jahren 2005 – 2011 teilweise mit Kraftfutter gestillt, was einen niedrigeren Bedarf an gegraster Biomasse zufolge hat.

Über den Zeitraum 1962 – 2011 wird in der Krausmann-Variante maximal 0,36Mt TG (1962) mehr gegrast als in der Herrero-Variante. Im Jahr 1962 sind das 17% weniger gegraste Biomasse in der Herrero-Variante als in der Krausmann-Variante, was einen Unterschied in der gesamten $HANPP_{harv}$ Montenegros bis 1989 macht, wie auf Abbildung 22 zu sehen ist. Die unterschiedliche Entwicklung der beiden Variante in der ersten Hälfte des Studienzeitraums hängt mit den rapide steigenden Gewichten der Wiederkäuer zusammen,

die in der zweiten Variante eine Zunahme des Futterbedarfs und dadurch eine steigende $HANPP_{harv}$ bewirkt. Die Daten von Herrero u.a. (2013) bauen auf einem umfassenderen und aktuelleren Datensatz als die Variante Krausmann auf. Zudem trägt der Datensatz von Herrero dem unterschiedlichen Futterbedarf der Wiederkäuer für Fleisch- und der für Milchproduktion Rechnung. Aus diesen Gründen wird für die Berechnung der gesamten $HANPP$ Montenegros auf die Variante Herrero zurückgegriffen.

Interessant ist, dass die Abnahme der $HANPP_{harv}$ in der zweiten Hälfte des Studienzeitraumes in beiden Varianten nur den Anteil der gegrasten Biomasse betrifft, während die Heu- und Strohproduktion, die sich durchschnittlich bei 0,05Mt TG/Jahr aufhält, gegen Ende sogar leicht steigt und im Jahr 2011 0,07Mt TG erreicht.

4.4.3 $HANPP_{harv}$ auf Waldfläche

Die Biomasseentnahme auf Waldflächen (inklusive anders bewaldete Flächen) geht im Laufe des Studienzeitraums stark zurück von 1Mt TG im Jahr 1962 auf 0,7Mt TG in 2011. Wie auf Abbildung 26 zu sehen ist, beinhaltet diese Entwicklung allerdings Spitzen von bis zu 1.65Mt TG im Jahr 1985 und Tiefpunkte von 0,57Mt TG im Jahr 1998. Der Anteil der Extraktion von Holz durch Waldbrände an der gesamten $HANPP_{harv}$ beträgt meistens weniger als 1%. Im Jahr 1985 trägt dieser Anteil allerdings 25% oder 0,41Mt TG zur gesamten $HANPP_{harv}$ bei.

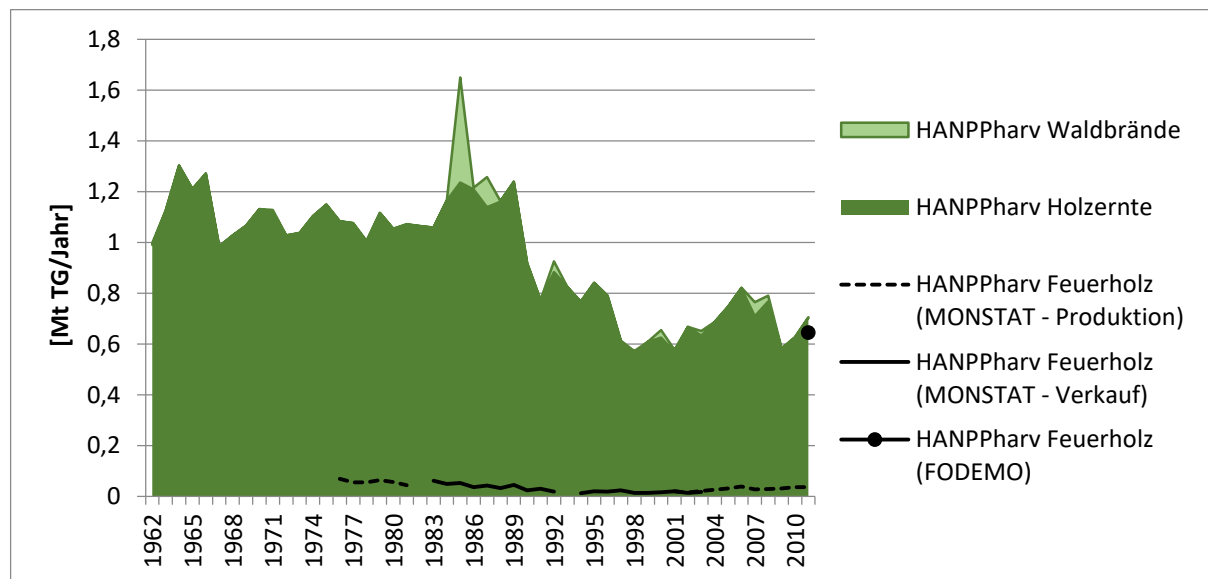


Abb. 26: $HANPP_{Pharv}$ auf Waldflächen in Montenegro von 1962 – 2011 sowie die Holzernte zur Feuerholzproduktion in Wäldern im Staatsbesitz (Quelle: MONSTAT) und (Quelle: FODEMO)

Die durch Holzernte verursachte $HANPP_{harv}$ lässt sich üblicherweise in die Produktion von Industrierundholz und Feuerholz unterteilen. MONSTAT stellt diesbezüglich nur sehr unvollständige Datensätze bereit. Das angeführte Feuerholz wird zum Beispiel ausschließlich aus Wäldern in Staatsbesitz (2005: 67% der Waldfläche (FAO Forestry Department 2010)) entnommen. Über den Zeitraum 1967 – 2011 wechselt außerdem mehrmals die Bezeichnung des Datensatzes zwischen Produktion und Verkauf, ohne detaillierte Definition der jeweiligen Bezeichnung. Die durchgehende sowie die strichlierte Linie auf Abbildung 26 zeigen die $HANPP_{harv}$ für Feuerholz aus Wäldern im Staatsbesitz die zwischen 68.630t TG und 11.993t TG schwankt. Der Punkt im Jahr 2011 zeigt die $HANPP_{harv}$ der Feuerholzproduktion auf Basis von Berechnungen zur Feuerholzproduktion im Jahr 2011 einer Studie (Radojević 2013) und beträgt 644.223t TG. Aus dieser Studie geht hervor, dass nur 11% der Versorgung

der montenegrinischen Bevölkerung mit Feuerholz aus Wäldern im Staatseigentum kommen. Diese 11% decken sich ungefähr mit den Daten zur Feuerholzproduktion aus Staatswäldern von MONSTAT. Dies kann bedeuten, dass entweder der wesentlich größere Teil der $HANPP_{harv}$ auf die Feuerholzproduktion als auf die Produktion von Industrierundholz zurückzuführen ist, oder, dass die aggregierte $HANPP_{harv}$ weitaus höher ist als dieses Ergebnis darstellt. Genauere Resultate sind aufgrund der mangelnden Literatur und der fehlenden Einschätzungen von ExpertInnen nicht möglich.

4.5 HANPP

Die HANPP in Montenegro erfährt über den Studienzeitraum eine leichte Abnahme, wie auf Abbildung 27 zu erkennen ist. Während sie im Jahr 1962 4,46Mt TG beträgt, liegt sie 2011 nur mehr bei 3,91Mt TG mit einem Höhepunkt im Jahr 1985 (5,14Mt TG). Die HANPP am Grasland trägt mit zwischen 40% – 50% den Hauptteil zur gesamten HANPP bei. Wald- und Ackerflächen sowie Siedlungsgebiete weisen vor allem in der zweiten Hälfte des Studienzeitraumes eine sehr ähnliche Beteiligung auf. Mit zwischen 70% und 90% weisen jedoch Ackerflächen und Siedlungsgebiete über den Studienzeitraum mit Abstand die höchsten Anteile der HANPP an ihrer jeweiligen potenziellen NPP auf. Alle anderen Landnutzungskategorien bewegen sich zwischen 10% und 30% HANPP ihrer NPP_{pot} .

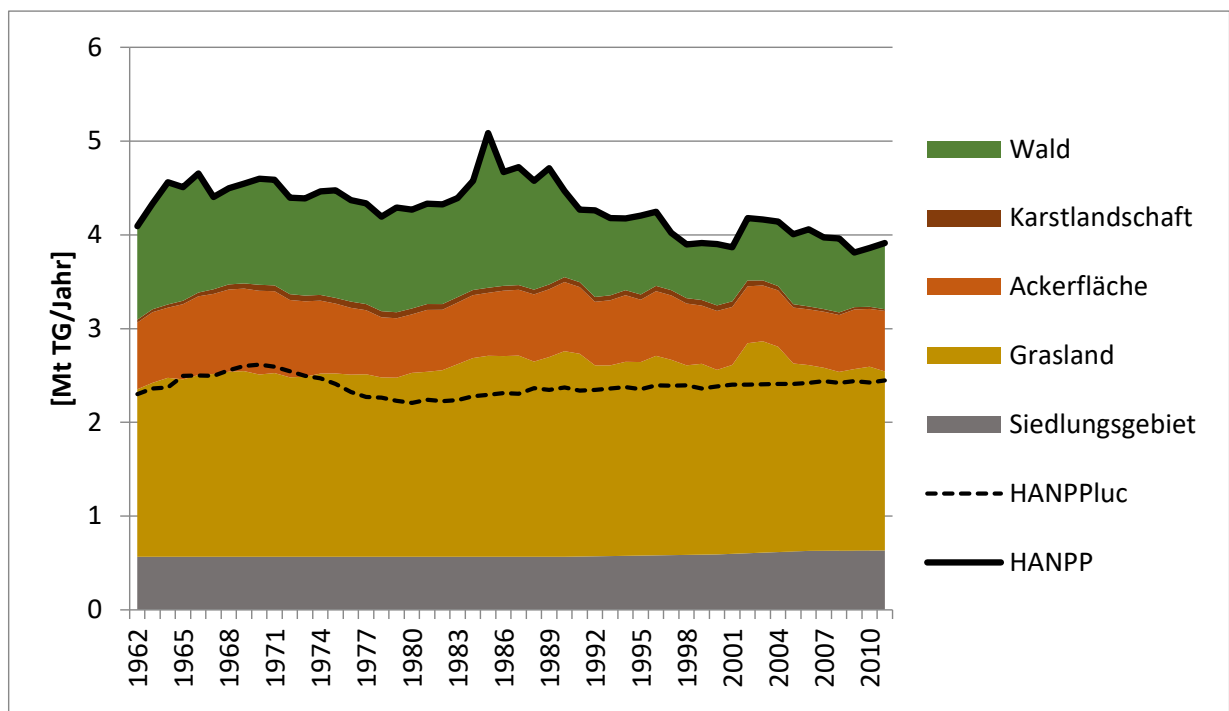


Abb. 27: Entwicklung der HANPP in Montenegro von 1962 - 2011

Auf Abbildung 27 ist zudem erkenntlich, dass die $HANPP_{luc}$ einen etwas größeren Beitrag zur gesamten HANPP als die $HANPP_{harv}$ leistet. Allerdings wurde bereits beschrieben, dass die $HANPP_{harv}$ fast zur Hälfte aus der Ernte auf Waldflächen besteht. Dies bedeutet, dass die HANPP der anderen Landnutzungskategorien zu einem sehr hohen Anteil aufgrund der Folgen von Landnutzungsveränderungen zustande kommt. Die $HANPP_{luc}$ beträgt über den Studienzeitraum durchschnittlich zwischen 50% und 60% der HANPP und steigt bis 2011 sogar auf 63% an. Exkludiert man die Kategorie Wald, würde die $HANPP_{luc}$ sogar durchschnittlich 72% betragen. Zu bedenken ist außerdem, dass in der hier berechneten

HANPP_{luc} keine Bodendegradation einkalkuliert und somit eine sehr konservative Schätzung ist.

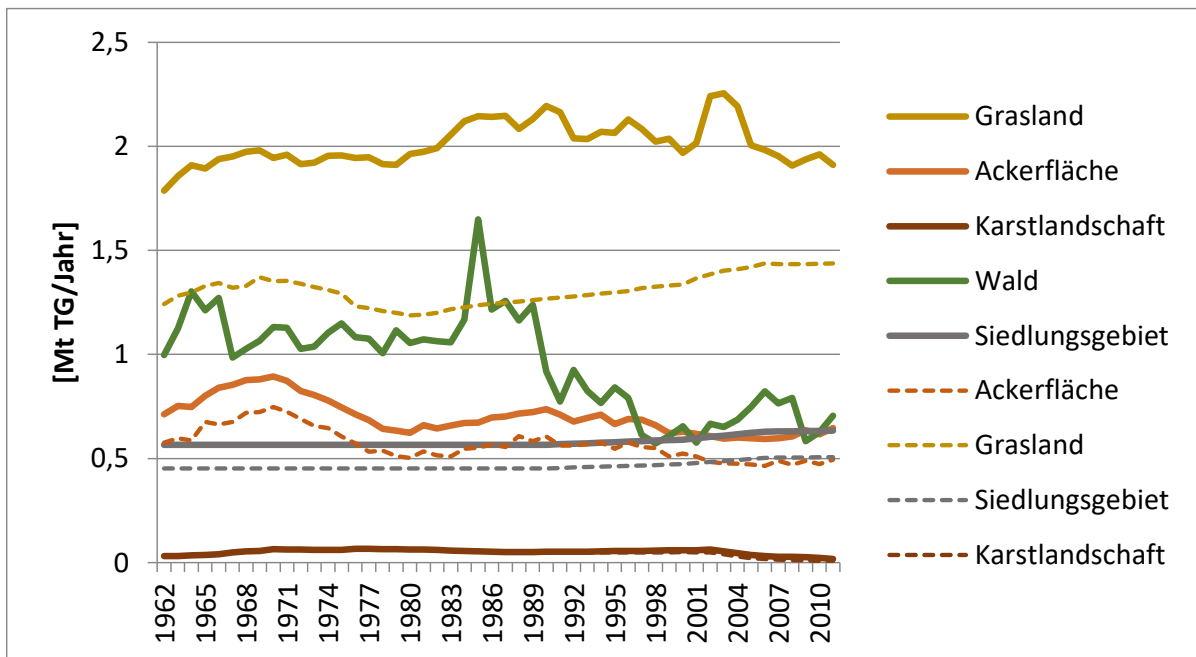


Abb. 28: Entwicklung der HANPP (durchgezogene Linie) sowie der Anteil der HANPP_{luc} (strichlierte Linie) an der HANPP der einzelnen Landnutzungskategorien in Montenegro von 1962 - 2011

Zum Rückgang der gesamten HANPP trägt am meisten die Abnahme der HANPP auf Waldflächen bei, wie aus Abbildung 28 deutlich hervorgeht. Während auch die HANPP am Ackerland etwas sinkt, bleibt die HANPP am Grasland mit leichten Schwankungen sowie auf Siedlungsgebieten relativ konstant. Die HANPP auf Karstflächen macht vor allem ab der Jahrtausendwende einen verschwindend geringen Anteil aus. Auffallend ist, dass die HANPP auf Ackerflächen und Siedlungsflächen ein sehr ähnliches Muster aufweist. Neben ähnlichen absoluten HANPP Werten und knapp beisammen liegenden HANPP/ha-Werten (zwischen ~11-12t TG/ha), ist auch das Verhältnis zwischen HANPP_{harv} und HANPP_{luc} sehr ähnlich.

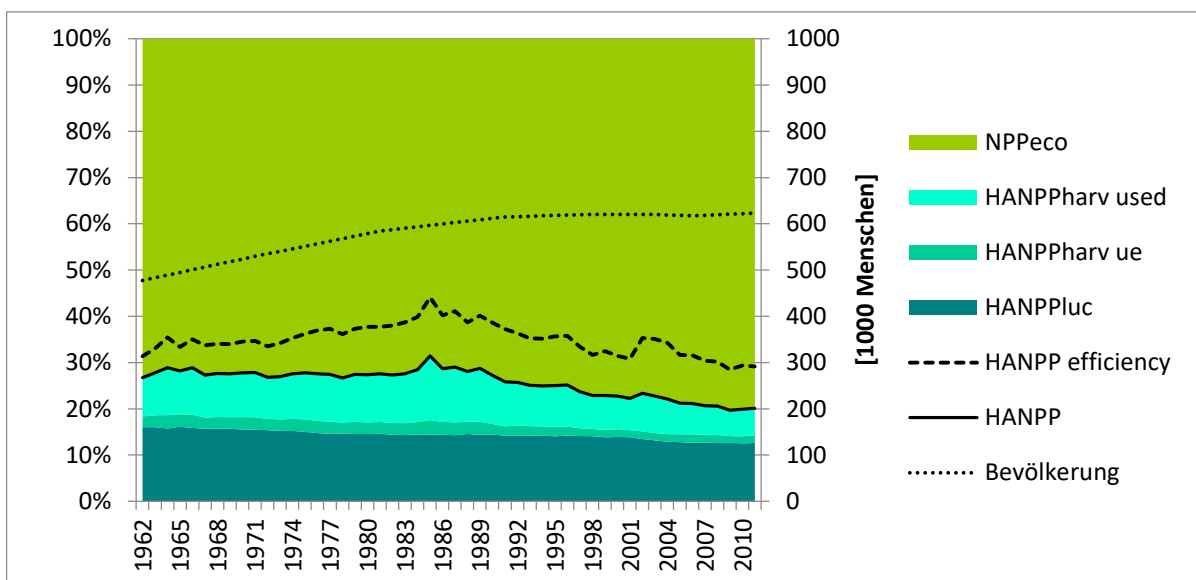


Abb. 29: Die Komponenten der HANPP sowie die HANPP efficiency und das Bevölkerungswachstum in Montenegro von 1962 - 2011

Auf Abbildung 29 ist die HANPP als Anteil der NPP_{pot} Montenegros zu sehen, die von 29% (1962) auf 20% (2011) sank. Deutlich wird auf dieser Abbildung, dass die Entwicklung der HANPP von der Entwicklung der Bevölkerung entkoppelt ist, die gegensätzlich zur HANPP über den gesamten Studienzeitraum wächst. Zudem wird ein weiteres Mal der hohe Anteil der $HANPP_{luc}$ an der gesamten HANPP ersichtlich. Dies hat eine niedrige *HANPP efficiency* ($HANPP_{harv}/HANPP$) zufolge, die den Anteil der Biomasse, der Eingang in das sozio-ökonomische System findet (genutzte Ernte), am gesamten Eingriff in das Ökosystem (HANPP) zeigt. Die *HANPP efficiency* in Montenegro steigt zwar in der ersten Hälfte des Studienzeitraums von 39% auf einen Höhepunkt von 44% in 1985 an, fällt anschließend jedoch auf 29% in 2011.

5 Diskussion

5.1 Historische Kontextualisierung der Ergebnisse

Die HANPP Montenegros beträgt im Jahr 1962 29% und sinkt bis 2011 auf 20%. Während diese Werte sehr nahe am globalen Durchschnitt (23% in 2000, (Haberl u. a. 2007)) liegen, macht die HANPP Montenegros nur ca. die Hälfte der durchschnittlichen HANPP Europas aus, die in den Jahren 1990 – 2006 ca. 43% beträgt (Plutzar u. a. 2016). Die Entwicklung der HANPP Montenegros stimmt allerdings mit dem Trend der gesamten Region Südosteuropa überein, wo die HANPP, im Gegensatz zu den meisten anderen europäischen Regionen, abnimmt (Plutzar u. a. 2016). Wie auch andere südosteuropäische Staaten, geschahen in Montenegro in den Jahren 1962 – 2011 große institutionelle und politische Umbrüche, deren Höhepunkt der Zerfall der Föderativen Republik Jugoslawiens in den 90er Jahren war. Montenegro erlebte bis zu diesem Zerfall im Rahmen der Republik Jugoslawiens eine Phase des wirtschaftlichen Wachstums, bevor sich mit dem Tod Titos in den 80ern Autonomiebestrebungen der Einzelstaaten zu entwickeln begannen, die schließlich in den Jugoslawienkriegen ab den 90er Jahren mündeten. Mit diesen Konflikten brach eine große Wirtschaftskrise aus, welche auf die übrig gebliebene Staatenunion Serbien-Montenegro große Auswirkungen hatte. Schließlich votierte im Jahr 2006 auch Montenegro für die Unabhängigkeit und läutete den letzten Schritt zur gänzlichen Auflösung Jugoslawiens ein.

In der HANPP Montenegros zeichnen sich diese geschichtlichen Entwicklungen klar ab. Der zeitliche Verlauf der HANPP Montenegros lässt sich vor dem historischen Hintergrund des Landes in zwei Phasen einteilen. In der ersten Phase, von 1962 bis 1990, bleibt die HANPP konstant und erreicht die letzte kleine Spitze 1989. Ab 1990 bis 2011 ist die HANPP im Fallen begriffen.

1962 – 1989: Phase des Wachstums

Im Staatenbund des sozialistischen Jugoslawiens erlebte Montenegro nach den desaströsen Auswirkungen der Weltkriege eine enorme wirtschaftliche Wiederbelebung. Die Bahnstrecke Belgrad-Bar wurde gebaut, zahlreiche Häfen und die gesamte Kommunikationsinfrastruktur errichtet und dadurch eine rasant wachsende Touristenzahl angelockt. Folglich stieg der Anteil des industriellen Sektors von 6% auf 35% zwischen 1945 und 1990 und die Urbanisierung schritt voran. In dieser Zeit nahm die landwirtschaftliche Fläche um 80.000ha (~13%) ab und auch aus einigen Quellen (z.B. Kerckhof u. a. 2016; Nyssen u. a. 2014) geht hervor, dass die Landnutzung in Montenegro seit den 1950er Jahren stark zurückging. Obgleich die Gesamtbevölkerung während des Studienzeitraums um ca. ein Drittel wuchs (von 419.873 im Jahr 1953 auf 626.100 im Jahr 2016), nahm der Anteil landwirtschaftlich aktiver Personen stark ab. Dies ist vor allem auf die nach dem zweiten Weltkrieg einsetzende Industrialisierung zurückzuführen, welche beachtliche Binnenwanderungen von ländlichen Gebieten in urbane Gebiete auslöste (Mijanović 2015). Auf Abbildung 30 ist unter anderem die Abnahme der ländlichen Bevölkerung in Relation zum Wachstum der Gesamtbevölkerung ab 1965 klar zu erkennen.

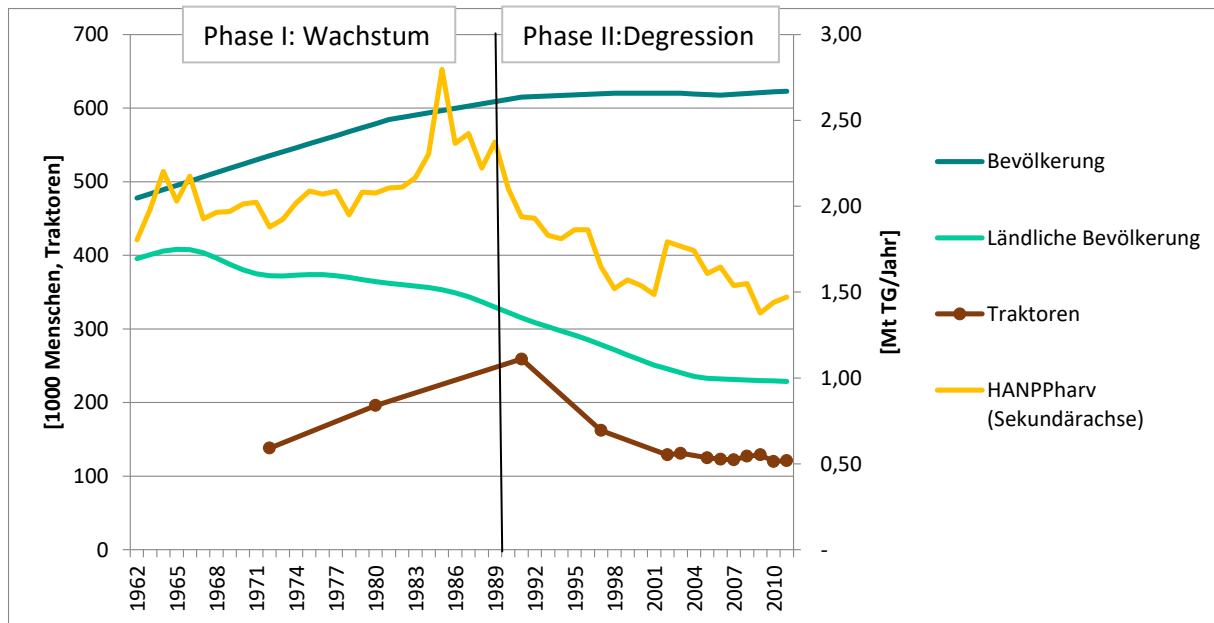


Abb. 30: Entwicklung der Bevölkerung sowie der ländlichen Bevölkerung, der HANPPharv und der Ausstattung der landwirtschaftlichen Betriebe mit Traktoren in Montenegro von 1962 – 2011.

Während im Zentrum Montenegros die Produktion von Aluminium eine treibende Kraft war, begann sich entlang des Küstenstreifens zu dieser Zeit der Tourismus zu entwickeln und zahlreiche Arbeitsplätze wurden geschaffen. Im Norden des Landes⁷, wo der landwirtschaftliche Sektor die größte Einkommensquelle darstellte, waren die Kapazitäten der Industrie schnell von der Arbeitskraft abgedeckt, weshalb die Migration aus den nordöstlichen Gebieten nach Zentralmontenegro, oder an die Küste gelenkt wurde. Während in den 60ern noch 46.2% der Bevölkerung im Norden Montenegros lebten, waren es 2011 nur mehr 13.9% (ebd.). Mit der Abwanderung der vorwiegend jüngeren Bevölkerung aus ländlichen Gebieten nimmt auch die Alterung der ländlichen Bevölkerung zu.

Ogleich die ländliche und damit landwirtschaftlich aktive Bevölkerung abnahm, hatte die Industrialisierung in dieser Phase auch einen wachstumsfördernden Einfluss auf land- und forstwirtschaftliche Aktivitäten. Die Mechanisierung wurde vorangetrieben und Abbildung 30 veranschaulicht, dass die Anzahl an Traktoren bis 1991 wuchs. Mit diesem vermehrten Einsatz von Maschinen und Dünger nahm die Ernte von Biomasse (HANPP_{harv}) bis 1990 zu, wie ebenso auf Abbildung 30 zu sehen ist. Die Zunahme der HANPP_{harv} ist unter anderem auf einen höheren Bedarf an gegraster Biomasse von Weidetieren zurückzuführen. Weidetiere (hauptsächlich Rinder) nahmen in der Zeit von 1962 – 1980 stark an Gewicht zu und benötigten daher mehr Futter. Während die Anzahl der Rinder zudem leicht wuchs, ging die Anzahl der Schafe stark zurück und Ziegen durften aufgrund eines staatlichen Verbots nicht mehr gehalten werden. Da Schaf- sowie Ziegenzucht großteils extensiv betrieben wurde (ARCOTRASS-Consortium 2006, 19), kann dies durchaus als Intensivierung der Viehwirtschaft gesehen werden. Die Verkleinerung der Graslandflächen untermauert diese Annahme, da hauptsächlich die wenig produktiven Flächen ausgeschieden wurden. Der anfängliche Rückgang des Graslandes hatte daher die Zunahme der Karstlandschaften zufolge, da Karstlandschaften in dem hier verwendeten Datensatz zugleich das übrige Land darstellen.

⁷ Zum Norden Montenegros zählen die Gemeinden Andrijevica, Berane, Bijelo Polje, Gusinje, Žabljak, Kolašin, Mojkovac, Petnjica, Plav, Plužine, Pijevlja, Rožaje und Šavnik.

Dies bedeutet, dass Graslandflächen auch stark abgegraste Karstlandschaften umfasste, auf denen vor allem Schafe und Ziegen in den Bergregionen weideten, und durch den Rückgang der Wanderweidewirtschaft (Naimark und Case 2003) frei wurden (nicht mehr offiziell als Grasland gelten). Zudem steigt die *HANPP efficiency* am Grasland, was der hauptsächliche Grund für den Anstieg der generellen *HANPP efficiency* in den Jahren 1962 - 1989 von 34% auf 40% ist. Auch dies unterstreicht die Annahme einer leichten Intensivierung der Landnutzung am Grasland.

Auch die Aneignung von Biomasse auf Waldflächen stieg in diesen Jahren leicht an und erreichte im Jahr 1985 einen extremen Höhepunkt. Dieser ist, wie bereits erläutert, unter anderem auf die drastischen Auswirkungen der Waldbrände in diesem Jahr zurückzuführen. Im Jahr 1985 wurden allein 0,5Mt TG Holz durch menschlich verursachte Waldbrände vernichtet und dadurch dem Ökosystem entnommen. Klimatisch bedingte Extremereignisse wie Trockenheit, die Voraussetzung für von Menschen verursachte Waldbränden diesen Ausmaßes sind, haben demnach einen großen Einfluss auf den Entwicklungsverlauf von Landnutzungsveränderungen. Neben den verheerenden Waldbränden in diesen Jahren erreichte aber auch die Holzernte in den Jahren 1985 bis 1989 einen deutlichen Höhepunkt. In diesen Jahren war die Republik Jugoslawien bereits stark am bröckeln und die Wirtschaftskrise kündigte sich an. Eine schlechte ökonomische Situation ist laut Markus-Johansson u.a. (2010) einer der größten Gründe in Südosteuropa für illegale Ernteaktivitäten in Wäldern und das Legen von Waldbränden. Das geerntete Holz wird entweder für die eigene Nutzung verwendet oder verkauft, um eine zusätzliche Einkommensquelle zu schaffen. Waldbrände werden in Montenegro gelegt, da sie das Wachstum von Pilzen und Beeren enorm fördern. Vor allem das Sammeln von Morcheln in Wäldern stellt eine erhebliche Einkommensquelle für die montenegrinische Bevölkerung dar (ebd.).

Am Ackerland jedoch nahm die $HANPP_{harv}$ sowie auch die *HANPP* in den ersten Jahren dieser Phase durch den Rückgang des Getreideanbaus bis 1979 leicht ab, da die Industrialisierung neue Einkommensquellen für die ländliche Bevölkerung schuf. Ab 1979 bis 1990 stieg die *HANPP* am Ackerland jedoch wieder und ist hauptsächlich Folge der kurzfristigen und starken Zunahme des Getreideanbaus in diesen Jahren. Die zunehmenden Brachflächen wurden in dieser Zeit wieder zu Ackerflächen umgewandelt und zur Bewirtschaftung genutzt. Diese vorübergehende Trendumkehr im Getreideanbau ist eine Konsequenz der historisch gewachsenen Rolle der Landwirtschaft in Montenegro als Rückgrat der Gesellschaft. Landwirtschaft war für die montenegrinische Bevölkerung immer eine Überlebensstrategie (Znaor und Landau 2014, 222), weshalb in diesen Jahren wirtschaftlicher und politischer Degression Brachflächen rekultiviert und der Nahrungsmittelanbau intensiviert wurde.

Die aggregierte *HANPP* blieb in dieser ersten Phase mit leichten Schwankungen relativ stabil und wies Werte zwischen 27% und 32% der NPP_{pot} auf. Dies ist ein skalenabhängiges Resultat, da die *HANPP* auf Grasländern stark wuchs, auf Waldflächen bis zum Ende der Phase konstant blieb (und erst ab 1985 stark wuchs) und auf Ackerfläche in den ersten knappen 20 Jahren sank. Der Höhepunkt der *HANPP* in den Jahren zwischen 1985 und 1989 ist auf die missliche sozio-ökonomische Lage des Landes zurückzuführen. In diesen Jahren wurden Grasländer, Wald- und Ackerflächen wieder intensiver genutzt, um einerseits durch einen höheren Grad an Selbstversorgung und andererseits zusätzlichen Einkommensquellen für die Wirtschaftskrise gerüstet zu sein.

1990 – 2011: Phase der Degression

Als 1991 die Jugoslawienkriege ausbrachen befand sich Montenegro bereits inmitten einer verheerenden ökonomischen Krise. Die Wirtschaft kollabierte schließlich aufgrund des folgenden Handelsstopps zwischen den Republiken und den ab 1992 in Kraft tretenden UN-Sanktionen gegen Serbien-Montenegro. Von 1989 bis 1995 halbierte sich das BNP in Montenegro (Mugoša 2008, 24), die Arbeitslosenrate wuchs und das durchschnittliche Gehalt war das niedrigste auf der gesamten Balkanhalbinsel (Đurić 2003, 141). Während sich Serbien auf Industrie, Transport und Landwirtschaft konzentrierte, fokuzierte sich die montenegrinische Wirtschaftspolitik in dieser Zeit auf die Entwicklung des Dienstleistungssektors, den Tourismus und den in Gang gesetzten Privatisierungsprozess, (Đurić 2003, 156). Die Förderung der Land- oder Forstwirtschaft spielte in den Reform- und Regenerationsplänen des Landes keine Rolle und wurde stark vernachlässigt (Jovanović u. a. 2015). Dies hatte einerseits den Rückgang von Agrarunternehmen im öffentlichen Sektor sowie die Restitution von Land an frühere Besitzer zur Folge, was die Stagnation der Landwirtschaft beschleunigte (Mugoša 2008). Andererseits führte dies dazu, dass sich der Anteil ländlicher Bevölkerung bis 2011 noch einmal drastisch auf nur mehr knapp über 200.000 Menschen reduzierte, während sich die Bevölkerung seit 1990 bei knapp über 600.000 Menschen einpendelte (Abbildung 30). Die Zahl derjenigen, für die Landwirtschaft eine soziale Absicherung bedeutete, wurde ständig kleiner.

Diese politischen Maßnahmen sowie die damit zusammenhängenden Bevölkerungsdynamiken spiegeln sich auch in der Entwicklung der HANPP und noch stärker in der Entwicklung der HANPP_{harv} wieder (Abbildung 30), die sich seit 1990 im Abnehmen befinden. Zu einem großen Teil liegt dies an dem Einbruch der Holzindustrie aufgrund der Wirtschaftskrise und dem damit einhergehenden Rückgang der Holzernte (Cikovac 2002) sowie den strikteren Gesetzen zur Holzernte (Kerckhof u. a. 2016). Dadurch, dass zeitgleich die Waldfläche stark wuchs, sank die Holzernte pro Hektar Wald drastisch. Nyssen u.a. (2014) verorten den Zuwachs der bewaldeten Flächen hauptsächlich in der Küstenregion, wo die Viehwirtschaft abnahm, sowie in Zentralmontenegro, wo sich das karge Land durch Landaufgabe zu Waldfläche zurückentwickelte. In den Bergregionen verschwanden die Karstlandschaften beinahe komplett und wurden wieder zu Wald.

Zudem reduzierten sich die Nutztierzahlen dramatisch, insbesondere die der Schafe ab 1992 und der Rinder ab 2004, was einen starken Rückgang der HANPP_{harv} am Grasland zufolge hatte. Auch das Gewicht der Rinder erreichte vorerst einen Höhepunkt im Jahr 1990, um anschließend, bis auf einen markanten Höhepunkt zwischen 2002 und 2004, wieder stetig zu sinken. Trotz der abnehmenden Nutztierzahl wurde die Heu- und Strohproduktion zur Fütterung von Nutztieren aufrecht erhalten, da sie im Gegensatz zur Getreideproduktion für Futtermittel wesentlich unaufwendiger ist (Kerckhof u. a. 2016). Durch den Rückgang der Schafe stehen mittlerweile unzählige *Katuns*, kleine, hölzerne Schutzhütten für Wanderhirten, verlassen und meist zerfallen in der Landschaft der Bergregionen.

Weiters sank auch am Ackerland die HANPP ganz leicht aufgrund der nun wieder fortschreitenden Abnahme des Getreideanbaus. Stattdessen fing die immer kleiner und älter gewordene landwirtschaftliche Bevölkerung vermehrt an, Früchte und Gemüse auf Gärten nahe des Wohnhauses anzubauen (Kerckhof u. a. 2016). Getreideanbau ist mit hohem Aufwand verbunden, weshalb dessen Rückgang auf die generelle Abnahme des landwirtschaftlichen Sektors sowie die Bevölkerungsdynamiken zurückzuführen ist. Mit dem Rückgang des Getreidebaus geht auch die Abnahme der maschinellen Ausstattung mit

Traktoren der Betriebe einher, wie auf Abbildung 30 zu sehen ist. Der Anbau und die Pflege von Dauerkulturen sind vergleichsweise mit wenig Aufwand verbunden, was der alternden und schrumpfenden landwirtschaftlich aktiven Bevölkerung entgegenkommt. Die Zunahme des Früchte- und Gemüseanbaus geht einher mit der Intensivierung der Gärten in der Nähe von Wohnhäusern. Die Zunahme der tatsächlichen Vegetation auf Ackerflächen lag daher nicht an einer Intensivierung des Ackerbaus sondern, im Gegenteil, an der Zunahme der Brachflächen und Korridore, die eine höhere NPP_{act} als die sinkenden bestellten Ackerflächen aufweisen.

Landaufgabe

Die Ergebnisse der Analyse des Landnutzungswandels Montenegro deuten auf vermehrte Aufgabe von landwirtschaftlich genutzten Flächen in Montenegro hin, was eine Abnahme der HANPP zufolge hat. Immer mehr vormals landwirtschaftlich genutztes Land wird aufgegeben und nicht mehr bewirtschaftet. Die Aufgabe landwirtschaftlicher Flächen findet vor allem in den höher gelegenen Gebieten statt, wo die Viehwirtschaft dominierte. Zudem spielt die Hangneigung eine große Rolle bei der Aufgabe landwirtschaftlicher Flächen, da steilere Hänge nur mit hohem Aufwand zu bestellen sind. Diese Landaufgabe bewirkt eine Verdichtung der Vegetation und eine deutliche Zunahme der Waldflächen im gesamten Land. In den bergigen Gebieten Montenegros sind karge Flächen mittlerweile beinahe gänzlich überwachsen (Nyssen u. a. 2014, 346). So ist auch in Montenegro eine sogenannte *forest transition* (Meyfroidt und Lambin 2011) zu beobachten. Zwar liegt der Umkehrpunkt zwischen der Abnahme und Zunahme der bewaldeten Flächen vor dem Beginn dieser Studie, jedoch wuchs die Waldfläche in Montenegro innerhalb des Studienzeitraums beträchtlich. In der ersten Phase nimmt die Waldfläche um 43.000ha, in der zweiten Phase um 103.000ha zu.

Dieser Rückgang des gesellschaftlichen Eingriffs in die Natur kann jedoch auch negative ökologische Folgen mit sich bringen, wie den Verlust von Biodiversität aufgrund Habitatveränderung (insbesondere bei HNPF-ausgezeichneten Flächen), erhöhtes Risiko von Naturgefahren wie Bodenerosion, verringerte Bodenqualität aufgrund fehlender Nährstoffversorgung durch Nutztiere, oder auch den Rückgang der landschaftlichen Diversität durch die Abnahme kleinstrukturierter Landnutzung (MacDonald u. a. 2000).

Landaufgabe in Montenegro bedeutete auch, dass Montenegro konstant mehr Nahrungsmittel und Biomasseprodukte importieren muss, insbesondere vor dem Hintergrund der wachsenden Gesamtbevölkerung. Tabelle 13 verdeutlicht, dass sich aufgrund der sinkenden $HANPP_{harv}$ sowie der wachsenden Bevölkerung im Laufe der Studie die genutzte Ernte von Biomasse pro Person stark reduziert.

Tabelle 13: $HANPP_{harv}$ ue/Kopf/Jahr in Montenegro von 1962 – 2010 in [t TG/Kopf/Jahr]

	1962	1970	1980	1990	2000	2010
$HANPP_{harv}$ ue/Kopf/Jahr	3,0	3,0	2,9	2,8	2,0	1,8

Der Import von landwirtschaftlichen Nahrungsmitteln wuchs enorm, wohingegen der Export dieser Produktklasse stetig sank (Jovanović u. a. 2015). Folglich war und ist Montenegros Handelsbilanz bei Nahrungsmitteln weit im negativen Bereich angesiedelt. Der Anteil des Nahrungsmittelimports an der gesamten Handelsbilanz stieg von 17,9% in 2006 auf 27,1% in

2013. Sogar die Wirtschaftskrise 2009, welche den gesamten Handel Montenegros um 5,9% schrumpfen ließ, konnte dem Nahrungsmittelimport, der in dieser Zeit sogar um 1,1% wuchs, nichts anhaben (ebd.). Der Handel mit Nahrungsmitteln steht nicht im Fokus dieser Studie, weshalb Daten hierzu nur ab 2006 gezeigt werden können⁸. Dennoch ist aus diesen Daten zu schließen, dass Montenegro die Produktion von Biomasseprodukten und die damit verbundene Landnutzung zunehmend externalisiert.

5.2 Das Potenzial biologischer Landwirtschaft in Montenegro

Die historische Analyse des Landnutzungswandels in Montenegro verdeutlicht die zunehmende Aufgabe landwirtschaftlicher Tätigkeiten nach einer kurzen Phase der Intensivierung. Die Daten sprechen für eine extensive Wirtschaftsweise und eine geringe Landnutzungsintensität. Während in vielen europäischen Staaten ab 1945 eine Phase der Industrialisierung der Landwirtschaft stattfand (Jepsen u. a. 2015), trat diese in Montenegro nicht ein. Stattdessen nehmen die Brachflächen zu und die Anzahl der Traktoren weiter ab. Einige Studien beschreiben aufgrund der geringen Nutzung der ökologischen Ressourcen ein großes Potenzial in Montenegro für das Wachstum biologischer Landwirtschaft, das gleichzeitig viele wirtschaftliche Vorteile für die Bevölkerung bringen könnte (Znaor und Landau 2014; GIZ 2013; Vittuari 2011). Doch was bedarf es zur Umsetzung der biologischen Landwirtschaft in Montenegro und wie weit ist das Land davon entfernt?

Mögliche Ertragssteigerung durch biologische Landwirtschaft ohne „land costs“

In den Ergebnissen der HANPP Montenegros fällt besonders die hohe $HANPP_{luc}$ am Ackerland auf, die auf einen hohen Biomasseverlust durch Landnutzungsveränderung hindeutet. Eine hohe $HANPP_{luc}$ weist generell auf einen hohen „yield gap“ hin (Haberl, Erb, und Krausmann 2014), der Ausdruck für die Differenz zwischen dem potenziell möglichen Ernteertrag unter klimatischen und technologischen Idealbedingungen und der tatsächlichen Ernte ist (ebd.). In industrialisierten Ländern, z.B. in Zentraleuropa, nähert sich die $HANPP_{luc}$ der Null an oder ist sogar negativ. Das bedeutet, dass durch intensives Management der Flächen die aktuelle Vegetation sehr nahe an die potentielle Vegetation heranreicht. Folglich geht eine niedrige $HANPP_{luc}$ meist mit einem ertragreichen landwirtschaftlichen System auf Basis fossiler Brennstoffe einher. Im Gegensatz dazu weist Montenegro eine sehr hohe $HANPP_{luc}$, was auf eine extensive Bewirtschaftungsweise mit geringen Ernteerträgen hindeutet. Auch die $HANPP_{harv}$ beträgt in Montenegro um 2000 nur 1,8t/ha/Jahr, während im globalen Durchschnitt sogar 5,9t Biomasse pro Hektar und Jahr entnommen wurden (Haberl u. a. 2007). Laut Rajović (2012) ist die spärliche Ausstattung der landwirtschaftlichen Betriebe mit modernen Maschinen ein Hauptgrund für die kleinen Erntemengen. Ein Großteil der Arbeit wird nach wie vor händisch erledigt. Die geringe finanzielle Unterstützung sowie die Tatsache, dass rein in der Landwirtschaft tätige Personen das kleinste Einkommen in Montenegro aufweisen (Znaor und Landau 2014) erschweren den Kauf von Maschinen.

Abbildung 31 zeigt die durchschnittlichen Ernteerträge drei verschiedener Ackerpflanzen in Montenegro und dokumentierte Ernteerträge derselben Ackerpflanzen (Getreide: Weizen, Gemüse: Grüne Bohnen, Obst: Melonen) aus biologischem Landbau und konventionellem Anbau im mediterranen Raum (de Ponti, Rijk, und van Ittersum 2012).

⁸ Daten zum Nahrungsmittelimport vor 2006 sind aufgrund der Staatenunion Serbien-Montenegro schwer zu erhalten.

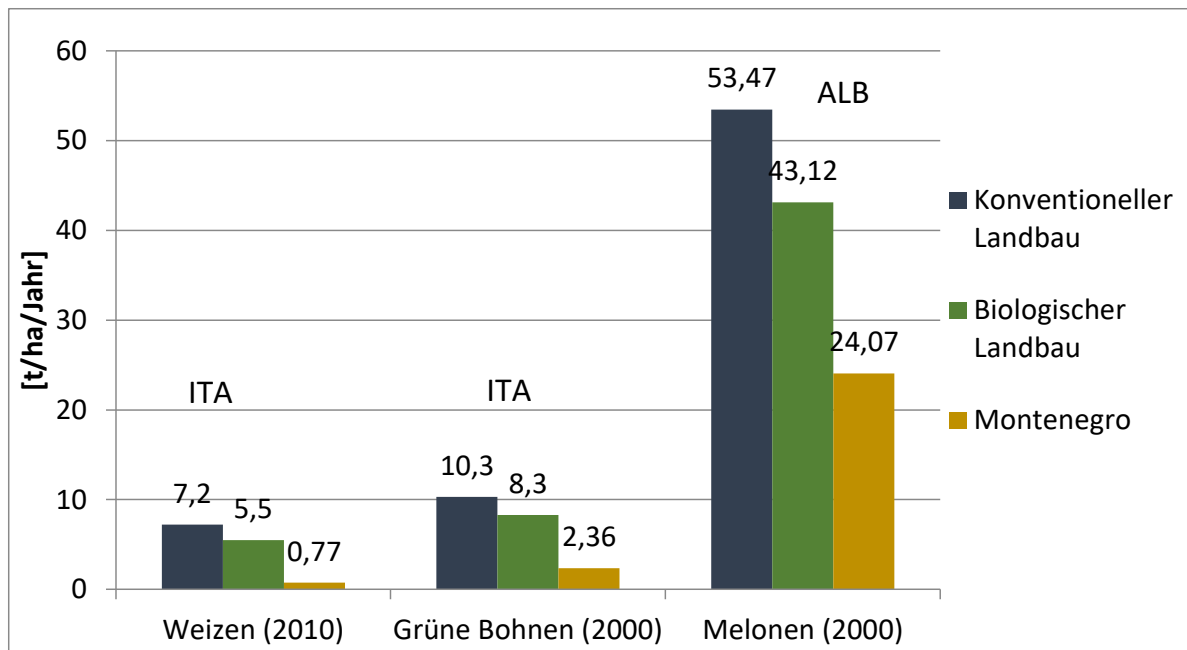


Abb. 31: Ernteerträge von Weizen, Grünen Bohnen und Melonen in Montenegro sowie in biologischem und konventionellem Anbau in Italien und Albanien in [t/ha/ya]. Quelle: (de Ponti, Rijk, und van Ittersum 2012).

Die Abbildung verdeutlicht, dass die Ernteerträge des biologischen Landbaus etwas geringer sind als jene im konventionellen Landbau. Zwei kürzlich publizierte Metastudien kommen zu dem Ergebnis, dass biologische Ernteerträge durchschnittlich um 20% niedriger sind als Ernteerträge aus konventionellem Anbau (de Ponti, Rijk, und van Ittersum 2012; Seufert, Ramankutty, und Foley 2012)⁹. Dieses Verhältnis ist allerdings stark von agroökologischen Bedingungen, der Pflanzenarten, der Bewirtschaftungsart u.ä. abhängig. Unter guten Voraussetzungen können biologische Ernteerträge das Level konventioneller Ernteerträge sogar erreichen (Seufert, Ramankutty, und Foley 2012). Studien über ökonomisch weniger entwickelte Länder, wie z.B. Montenegro eines ist, stellen fest, dass die Ernteerträge biologischer Landwirtschaft meist ein ähnliches oder gar höheres Niveau erreichen als jene konventioneller Landwirtschaft (Znaor und Landau 2014). Eine Feldstudie in Kroatien beispielsweise ergab keine signifikanten Unterschiede zwischen biologischen und konventionellen Ernteerträgen im Weinbau (ebd.). Dennoch bedeutet der durchschnittlich geringere Ernteertrag im biologischen Landbau, dass mehr Fläche für die Herstellung einer Produkteinheit notwendig ist (*land cost* – Guzman Casado und Gonzalez de Molina 2009). Sogar bei einem gleichhohen Ernteertrag würde der biologische Landbau aufgrund der notwendigen Versorgung mit natürlichen Nährstoffen einen größeren Flächenbedarf haben, z.B. aufgrund der Produktion von organischem Dünger durch Viehwirtschaft oder der

⁹ Beide Studien betonen die Wichtigkeit, beim Vergleich von biologischen und konventionellen Ernteerträgen die unterschiedlichen Rotationsprinzipien zu beachten. Da der biologische Landbau zur Nährstoffversorgung häufig Fruchtfolgen einbaut, die nicht der Nahrungsmittelproduktion dienen, kann sich der Ernteertrag pro Fläche und Zeit verringern. Seufert u.a. (2012) zeigen allerdings auf, dass das Verhältnis von biologischen zu konventionellen Ernteerträgen in Langzeitstudien, die im biologischen Landbau längere Perioden zur Nicht-Nahrungsmittelproduktion inkludieren als im konventionellen, nicht abweicht von jenem in Studien, die eine ähnliche Periode zur Nicht-Nahrungsmittelproduktion in biologischem und konventionellem Landbau inkludieren.

Fruchtfolge. Aus diesem Grund wird von einigen Studien infrage gestellt, dass biologische Landwirtschaft tatsächlich eine nachhaltigere Art der Landnutzung darstellt (Tuomisto u. a. 2012; Trewavas 2001). Insbesondere wird kritisiert, dass der höhere Flächenbedarf für die Nahrungsmittelproduktion Abholzung fördert und eine Verkleinerung der Fläche für die Bewahrung von Biodiversität zur Folge hat (Hodgson u. a. 2010).

Dieses Argument kommt vor allem in der Debatte um die Ernährung der wachsenden Globalbevölkerung zu Tragen. Zudem geht es bei den konventionellen Ernteerträgen meist um intensiv bewirtschaftete und sehr ertragreiche Flächen. Die Daten zu den Ernteerträgen in Montenegro zeichnen jedoch ein anderes Bild (Abbildung 31). Die durchschnittlichen Ernteerträge in Montenegro liegen nicht nur unter jenen des konventionellen Anbaus, sondern sogar weit unter jenen aus dem biologischem Landbau in derselben klimatischen Region. Der *yield gap* zwischen den montenegrinischen und den biologischen Ernteerträgen liegt bei 86% bei Weizen, 72% bei grünen Bohnen und 44% bei Melonen. Dies bedeutet erstens, dass in Montenegro die Ernteerträge mit biologischen *best-practice* Anbaumethoden um ein Vielfaches gesteigert werden können. Und zweitens kann dies auf den bestehenden Ackerflächen, Wiesen und Weiden stattfinden, ohne natürliche oder semi-natürliche Ökosysteme in neue landwirtschaftliche Flächen umwandeln zu müssen. Dies verdeutlicht das große Potenzial Montenegros biologische und nachhaltige Landwirtschaft zu betreiben, ohne Einbußen in den Erträgen oder Ausweitungen der Flächen im Land durchführen zu müssen. Auf Ackerflächen bedeutet dies, dass die Steigerungsmöglichkeiten der landwirtschaftlichen Produktion, ohne die gesamte HANPP zu erhöhen, sehr groß sind.

Düngereinsatz

Um die Ernteerträge auf biologische Art und Weise zu steigern sowie die *land costs* gleichzeitig gering zu halten, ist ein effizientes Nährstoffmanagement von großer Bedeutung (Guzman Casado und Gonzalez de Molina 2009). Die zentrale und weltweite Vorschrift des biologischen Landbaus ist die Bearbeitung der bewirtschafteten Flächen ohne Einsatz von Chemikalien wie Mineraldünger oder Pestizide (Seufert, Ramankutty, und Mayerhofer 2017). In Montenegro stieg die Menge des ausgebrachten Mineraldüngers (N, P, K und Mischdünger) in Frischgewicht über die gesamte Studienlaufzeit auf bewirtschafteten Feldern konstant von 19kg/ha in 1962 auf 537kg/ha in 2010, und sank 2011 wieder auf 205kg/ha (Savezni zavod za statistiku 1989; Statistical Office of Montenegro, o. J.). In Reinstickstoff gemessen, wurden im Jahr 2010, dem Höhepunkt des Mineraldüngerkonsums während der Studienlaufzeit, 6,7kgN/ha¹⁰ ausgebracht. Die mit Mineraldünger behandelte Fläche ist nur für das Jahr 2010 verfügbar und beträgt 5.218,3ha und damit 2,8% der kultivierbaren¹¹ Fläche Montenegros. Gemessen an der Stickstoffobergrenze der europäischen Nitratrichtlinie, die 170kgN/ha/Jahr beträgt (Europäischer Rat 1991), ist der Einsatz des Mineraldüngers sehr gering, vor allem in Anbetracht des kleinen Flächenausmaßes.

Bei einem Umstieg auf biologische Landwirtschaft ist der Konsum von Mineraldünger nicht erlaubt. Um den Boden ohne Chemikalien mit genügend Nährstoffen zu versorgen, gibt es im biologischen Landbau einige Möglichkeiten. Ein wichtiges Verfahren ist die Fruchtfolge,

¹⁰ Der Anteil des Reinstickstoffes wurde auf Basis der Zahlen zur Stickstoffausbringung und der kultivierbaren Fläche berechnet (Statistical Office of Montenegro, o. J.)

¹¹ Zur kultivierbaren Fläche zählen Ackerflächen und Gemüsegärten, Obstplantagen, Rebflächen und Wiesen, jedoch keine Weiden.

bei der auf einem Acker unterschiedliche Pflanzen in einer bestimmten und wiederkehrenden Reihenfolge hintereinander gesät werden (Watson u. a. 2002). Eine Fruchtfolge setzt sich aus Leguminosen (stickstoffsammelnden Pflanzen) und aus Marktfrüchten (meist stickstoffzehrenden Pflanzen) zusammen, und hält dadurch die Nährstoffbalance aufrecht. Rajovic u.a. (2012) schreiben, dass diese Praktik in Montenegro mangels Wissen darüber kaum ausgeführt wird. Genauere Informationen zur Umsetzung dieses Verfahrens in Montenegro stehen nicht zur Verfügung.

Neben der Fruchtfolge spielt die Viehwirtschaft eine essentielle Rolle bei der Versorgung des Bodens mit Nährstoffen. Einerseits wird die Bodenfruchtbarkeit auf Weiden verbessert, indem durch Vieh-Exkremate wichtige Nährstoffe und organisches Material in den Boden gelangen (Kristiansen u. a. 2006). Andererseits ist die Herstellung von organischem Dünger durch Vieh ein wichtiger Prozess zur Nährstoffversorgung. Dieser sogenannte Wirtschaftsdünger besteht hauptsächlich aus den anfallenden Exkrementen der Tiere bei Viehhaltung in Ställen und kann in fester Form als Festmist (gebunden mit Einstreu) oder in flüssiger Form als Gülle oder Jauche gesammelt werden (Galler 2009). Voraussetzung für die Produktion ist die Einstallung der Tiere über einen gewissen Zeitraum (bei ganzjähriger Weidehaltung fällt kein Wirtschaftsdünger an). Daten zum Konsum von Wirtschaftsdünger in Montenegro stehen nur für das Jahr 2010 im Rahmen der Landwirtschaftszählung zur Verfügung. In diesem Jahr wurden 40.397 Tonnen natürlicher Dünger (Frischgewicht) auf einer Fläche von 9.080 ha, bzw. 4.613 kg/ha ausgebracht¹² (Statistical Office of Montenegro 2011). Diese Fläche macht 4,8% der kultivierbaren Fläche aus, was ein sehr geringes Ausmaß in Anbetracht der Viehzahlen ist. Aus diesem Grund wurde die maximale Menge Wirtschaftsdünger berechnet, die in Montenegro im Jahr 2010 mit modernen Methoden produziert werden hätte können. Es wird angenommen, dass Rinder, Schweine, Schafe, Ziegen und Geflügel zur Wirtschaftsdüngerproduktion dienen und die Tiere ungefähr sechs Monate des Jahres im Stall verbringen. Faustzahlen für die jeweilige Tierart sowie deren Gewicht, die Berichten und Ratgebern unterschiedlicher Landwirtschaftskammern entnommen wurden, dienten schließlich zur Berechnung der potenziellen Produktionsmenge. Da die Produktion stark von der Anzahl der Tage, an denen das Vieh im Stall ist, der Menge des Einstreus, die Art des Stalles sowie vom Gewicht des Tieres und dessen Zweck (z.B. Milchkuh vs. Mastrind) abhängt, sind die folgenden Ergebnisse nur eine Annäherungen an die Realität.

¹² Es wurden keine Zahlen zur Ausbringung von Reinstickstoff veröffentlicht. Diese wurden auf Basis von Faustzahlen (Tabelle 14) berechnet und auf Seite 80 präsentiert.

Tabelle 14: Faustzahlen zur Berechnung des Anfalls von Wirtschaftsdünger sowie dessen lagerfallender* Stickstoff(N)-Gehalt. Quelle: (Galler 2009; LAZBW 2017; Baumgarten 2017; LWHS, o. J.).

	Festmist		Flüssigmist	
	Menge [t/Tier/Jahr]	N-Gehalt lagerfallend* [kg/t]	Masse [m ³ /Tier/Jahr]	N-Gehalt lagerfallend* [kg/m ³]
Rinder**	9 -14	4,55	6 - 10	2,17
Schafe & Ziegen	2	3,01	-	-
Schweine	-	-	1,4	2,52
Geflügel	-	-	0,13	6,44

*Brutto-Stickstoff nach Abzug von Stall- und Lagerverlusten. Dieser Wert dient der Berechnung der 170kgN-Obergrenze aus Wirtschaftsdüngern (Galler 2009)

** Die Einheit bei Rindern ist bei Festmist [t/GVE/Jahr] und bei Flüssigmist [m³/GVE/Jahr]

Im Jahr 2010 wäre es möglich gewesen, maximal zwischen 1,4Mt und 1,9Mt Wirtschaftsdünger zu produzieren. Bei derselben Ausbringungsmenge von Wirtschaftsdünger des Jahres 2010, könnten mit der potenziell möglichen Produktion in diesem Jahr die gesamte kultivierbare Fläche 1½ bis 2 mal gedüngt werden. Allerdings liegt die Ausbringungsmenge von 4.613kg/ha weit unter gängigen Empfehlungen (Ministry of Agriculture, Fisheries and Food 2001; Galler 2009; LAZBW 2017). Die Landwirtschaftskammer Kärnten empfiehlt beispielsweise 25t/ha Festmist und 15m³/ha Jauche im Jahr auszubringen (Landwirtschaftskammer Kärnten 2015). Auf der Basis dieser Empfehlungen könnten in

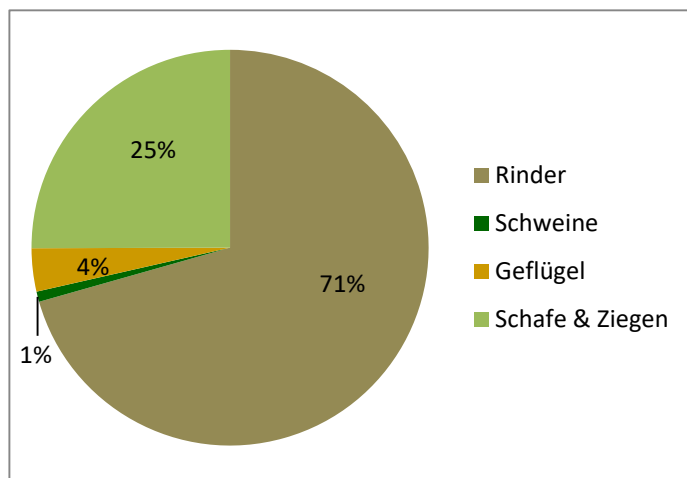


Abb. 32: Potenzieller Wirtschaftsdüngeranfall nach Tierart in % im Jahr 2010 in Montenegro

Montenegro im Jahr 2010 zwischen 18% und 25% der kultivierbaren Fläche mit Wirtschaftsdünger behandelt werden. Auf Abbildung 32 ist zu sehen, dass mit dem Tierbestand von 2010 am meisten Dünger mit Rindern produziert werden könnte. Schafe und Ziegen würden ein Viertel zum potenziellen Düneranfall beitragen, Geflügel 4% und Schweine nur 1%.

Bei der Ausbringung von Wirtschaftsdünger ist vor allem der Nährstoffgehalt und dabei insbesondere der Stickstoffgehalt zu beachten. Stickstoff ist ein

limitierender Faktor in biologischer (wie auch konventioneller) Landwirtschaft und ist somit ausschlaggebend für die Fruchtbarkeit des Bodens und die Erträge (Haynes 2012). Bei einer überhöhten Düngemittelgabe können Pflanzen die Nährstoffe nicht mehr aufnehmen und der Stickstoff wird bei starken Niederschlägen durch Sickerwasser in andere Ökosysteme verlagert. Dies kann zu hoher Nitratbelastung im Grundwasser, zur Eutrophierung aber auch zur Beeinträchtigung der Artenvielfalt führen (Galler 2009). Aus diesen Gründen ist in Europa gemäß der EU-Nitratrichtlinie die Ausbringung von Stickstoff auf 170kg/ha limitiert (Europäischer Rat 1991).

Der Nährstoffgehalt von Wirtschaftsdünger variiert in Abhängigkeit der Tierart, Futterkomposition, Qualität und Quantität des Einstreus, der Länge und Umstände der Lagerung (Watson u. a. 2002). Dies macht die Berechnung des potenziell zur Verfügung stehenden Stickstoffes im Wirtschaftsdünger sehr unsicher, doch gibt es auch hierfür Faustzahlen. Zu bedenken ist allerdings, dass im Stall, bei der Lagerung, bei der Ausbringung des Wirtschaftsdüngers und am Feld in Summe 27%-60% des Stickstoffes aufgrund des Luftkontaktes verloren gehen (Galler 2009). Für die EU-Nitratrichtlinie ist der lagerfallende Stickstoffwert anrechenbar, von dem die Verluste im Stall sowie während der Lagerung abgezogen wurden. Die Obergrenze dieses Verlustes beträgt laut der Nitratrichtlinie 30% (Baumgarten 2017). Die Faustzahlen für den anrechenbare Stickstoffgehalt sind ebenso in Tabelle 14 abgebildet.

Auf Basis dieser Zahlen wurde in Montenegro im Jahr 2010 ungefähr 20kgN/ha auf der gedüngten Fläche mittels Wirtschaftsdünger ausgebracht. Laut Niederscheider u.a. (2016) fällt Montenegro damit in die mittlere von drei Kategorien der Input-Intensität, die in Tabelle 15 dargestellt sind. Allerdings gilt dies nur für 4,8% der kultivierbaren Fläche. Wäre der 2010 in vorhandenem Wirtschaftsdünger enthaltene Stickstoff auf die gesamte kultivierbare Fläche verteilt worden, wären 0,95kgN/ha zur Verfügung gestanden, was in die niedrigste Input-Kategorie fällt.

Tabelle 15: Stickstoff-Input Intensität und Beweidungsintensität

	N-Input Intensität	Beweidungsintensität
QUELLE	<i>Niedertscheider u.a. (2016)</i>	<i>Petz u.a. (2014)</i>
niedrig	0 – 11,3 kgN/ha/Jahr	0 – 0,4
mittel	11,3 – 50,9 kgN/ha/Jahr	0,4 – 0,6
hoch	50,9 kgN/ha/Jahr und darüber	0,6 - 1

Wird der Stickstoffgehalt des potenziell möglichen Wirtschaftsdünger berechnet, stünden in Montenegro 2010 mindestens 18kg/ha und maximal 27kg/ha organischer Stickstoff im Wirtschaftsdünger für die gesamte kultivierbare Fläche zur Verfügung. Dies würde eine erhebliche Steigerung des Stickstoffbudgets in Montenegro bedeuten. Empfehlungen für die Stickstoffdüngung bei mittleren Ertragsersparungen betragen jedoch beispielsweise je nach Art bei Getreide zwischen 50 und 130kg/ha, bei Hackfrüchten zwischen 90 und 160kg/ha und bei Ölfrüchten zwischen 60 und 160kg/ha Reinstickstoff (Baumgarten 2017). Auch bei voller Ausschöpfung des Potenzials zur Wirtschaftsdüngerproduktion in Montenegro im Jahr 2010, wäre das Stickstoffbudget für eine empfohlene Düngung nicht ausreichend. Eine Düngung der gesamten kultivierbaren Fläche mit ca.80-100kgN/ha erfordert die Verdreifachung des Viehbestandes in Montenegro.

Auch Niederscheider u.a. (2016) kommen in ihrer Studie zur Landnutzungsintensität auf Ackerland zu dem Ergebnis, dass zwischen der Menge des ausgebrachten Stickstoffes und der Höhe der NPP_{act} ein linearer Zusammenhang besteht. Bei geringem und mittlerem Einsatz von Stickstoff ist dieser Zusammenhang besonders stark. Demzufolge hätte eine Erhöhung des Stickstoffeinsatzes in Montenegro eine Steigerung der aktuellen Vegetation und damit der möglichen Ernteerträge zufolge. Um den *Yield Gap* zwischen NPP_{act} und NPP_{pot} zu schließen und damit die $HANPP_{luc}$ zu senken, wäre im Biom *Temperate Forests*, in das

Montenegro in dieser Studie fällt, ein Stickstoffeinsatz von durchschnittlich 102kgN/ha/Jahr notwendig.

Diese Ergebnisse zeigen auf, dass Montenegro ein hohes Potenzial für die Steigerung der Wirtschaftsdüngerproduktion aufweist. Einerseits besteht die Möglichkeit durch effizientes Düngemanagement die Produktion auf Basis der aktuellen Viehzahlen zu steigern. Andererseits kann durch die Erhöhung des Viehbestandes ein signifikanter Beitrag geleistet werden, die empfohlenen Mengen Stickstoff zu gewinnen und austragen zu können.

Viehbesatz und Beweidungsintensität (*grazing intensity*)

Znaor und Landau (2014) nehmen an, dass in einem Szenario der kompletten Konversion zur biologischen Landwirtschaft in den Ländern Südosteuropas der Viehbestand verdoppelt werden müsste, um die Fruchtbarkeit der Böden zu erhöhen und den Ackerflächen genügend Nährstoffe zur Verfügung stellen zu können. Den Berechnungen dieser Studie zufolge hatte Montenegro im Jahr 2009 eine Viehdichte von 0,56 LSU¹³ pro Hektar landwirtschaftliche Fläche. Laut den EU-Richtlinien für biologische Landwirtschaft ist eine Viehdichte von 2.0 LSU/ha zulässig (ebd.). Eine Verdopplung und sogar die Verdreifachung des Viehbestandes wäre aus dieser Perspektive unproblematisch.

Während diese Richtlinie hauptsächlich die Dichte des Viehbesatzes betrachtet, kann die Beweidungsintensität Aufschluss darüber geben, wie intensiv die Nutzung der Weideländer tatsächlich ist. Die Beweidungsintensität ist das Verhältnis zwischen der vom Vieh zu sich genommenen Biomasse (gegraste Biomasse und Heu) und der verfügbaren Biomasse für das Vieh (NPP_{act}) (Petz u. a. 2014). Petz u. a. (2014) erstellten drei Kategorien für die Beweidungsintensität auf natürlichen Grasländern, die ebenso in Tabelle 15 abgebildet sind. Petz u. a. (2014) sowie Fetzel u. a. (2017) nehmen an, dass 60% der vorhandenen Biomasse für Nutztiere verzehrbar sind. Eine Beweidungsintensität über 0,6 bedeutet demnach, dass ergänzende Futtermittel benötigt werden.

In Montenegro wurden über den Studienzeitraum jährlich zwischen 9% und 19% (1990) der verfügbaren Biomasse auf Wiesen und Weiden von Tieren entnommen und beläuft sich im Jahr 2010 auf 10%. Werden der Viehbestand und ebenso die Heuproduktion verdoppelt, wären 2010 18% , und bei Verdreifachung 26% der verfügbaren Biomasse verzehrt worden. Damit fällt Montenegro selbst bei Verdreifachung des Viehbestands in die Kategorie der niedrigen Beweidungsintensität. Für viele Ökosystemleistungen, die einen Zusammenhang mit der Beweidungsintensität aufweisen, ist eine niedrige Intensität von Vorteil. Regionen, die eine niedrige Beweidungsintensität aufweisen, haben meist eine höhere Biodiversität, einen besseren Erosionsschutz sowie weniger Kohlenstoffemissionen mit einer gleichzeitig höheren Bindung von Kohlenstoff (Steinfeld u. a. 2006). Laut Petz u. a. (2014) bleibt die Viehzucht bei niedriger Beweidungsintensität weit unter ihrer natürlichen Produktionskapazität. Eine Verdreifachung des Viehbestandes, um kultivierbare Flächen aber auch Weiden mit genügend Nährstoffen zu versorgen, ist somit im Rahmen einer Ökologisierung der Landwirtschaft möglich.

¹³ LSU bedeutet *Livestock Unit* und ist für einen Vergleich der Viehdichte nützlich. Der Referenzwert für eine LSU ist eine Milchkuh, die jährlich 3000kg Milch produziert (EUROSTAT 2017).

Sozio-ökonomische Hindernisse

Aus ökologischer Sicht ist die Etablierung biologischer Landwirtschaft in Montenegro also ein umsetzbarer und nachhaltiger Entwicklungspfad. Dass diese Möglichkeit zur Realität wird, bedarf es jedoch einiger Faktoren, die in der Gesellschaft angesiedelt sind. Dass die ökologischen Weichen für eine biologische Landwirtschaft gestellt sind, reicht nicht aus, um diese tatsächlich umzusetzen. Es liegt an der staatlichen Unterstützung, der landwirtschaftlichen Ausbildung sowie der Öffentlichkeitsarbeit, Bewusstsein für nachhaltige Landwirtschaft zu schaffen und ökologische Methoden des Landbaus einzuführen.

Erst in den letzten Jahren wenden sich auch wieder junge Menschen in Montenegro der Landnutzung zu und rekultivieren verlassenes Land unter Berücksichtigung der natürlichen Bedingungen. Initiativen wie „Bašta Ekologika“ oder „OK Koral“ kombinieren biologische Landwirtschaft mit der Bereitstellung von Unterkünften und eröffnen damit den Weg zur Multifunktionalität der Landnutzung in Montenegro. Gleichzeitig veranstalten diese Initiativen politische Aktionen oder Informationsveranstaltungen zu ökologischem Landbau und starten damit den Prozess, Bewusstsein für die Kreisläufe terrestrischer Ökosysteme zu schaffen. Im Rahmen des Beitrittsprozesses von Montenegro in die EU werden zudem vermehrt EU-Projekte initiiert und Fördergelder bereitgestellt, welche die ersten Schritte zur biologischen Landwirtschaft stärken sollen. Was früher als unfreiwillige Überlebensstrategie galt, birgt nun die Chance für einen nachhaltigeren Umgang mit dem Land.

5.3 Robustheit der Daten

Literatur und ExpertInnen (Spalevic 2016) warnen vor großen Ungenauigkeiten der Daten von MONSTAT, deren Klassifikationen und Methodologien immer wieder geändert wurden, die jedoch in dieser Studie die Basisquelle darstellen. Einen Unsicherheitsfaktor bringt daher der Datensatz der Landnutzungskategorien mit sich. Erstens sind bei MONSTAT keine Daten zu Siedlungsflächen vorhanden, weshalb in dieser Studie auf den Wert der Studie von Haberl u.a. (2007) für das Jahr 2000 (4% der Landesfläche) zurückgegriffen und dieser für den gesamten Studienzeitraum eingesetzt wurde. Nyssen u.a. (Nyssen u. a. 2014) beschreiben eine Zunahme der Siedlungsgebiete und auch Đurić (2003) spricht von großen Baumaßnahmen während der Industrialisierung. Die touristische Erschließung der gesamten Küstenregion deutet ebenso auf eine Zunahme baulicher Aktivitäten und damit Versiegelung von natürlichen Flächen hin. Da der Wert von Haberl u.a. im Vergleich zu anderen Schätzungen, wie z.B. in Telbisz u.a. (2014) 1%, bereits sehr hoch ist, kann angenommen werden, dass sich die Siedlungsfläche seit 2000 um maximal ein Viertel vergrößert hat. Da dieser Wert in Relation zur gesamten Landesfläche nur einen sehr kleinen Teil ausmacht, hat die Unsicherheit dieses Datenpostens allerdings wenig Auswirkung auf die Ergebnisse.

Hinzu kommt, dass die Methodologie von MONSTAT ab dem Jahr 2012 der europäischen Datenerfassung angeglichen wurde und den Landnutzungsdatensatz somit stark veränderte, was auf Abbildung 33 klar ersichtlich ist.

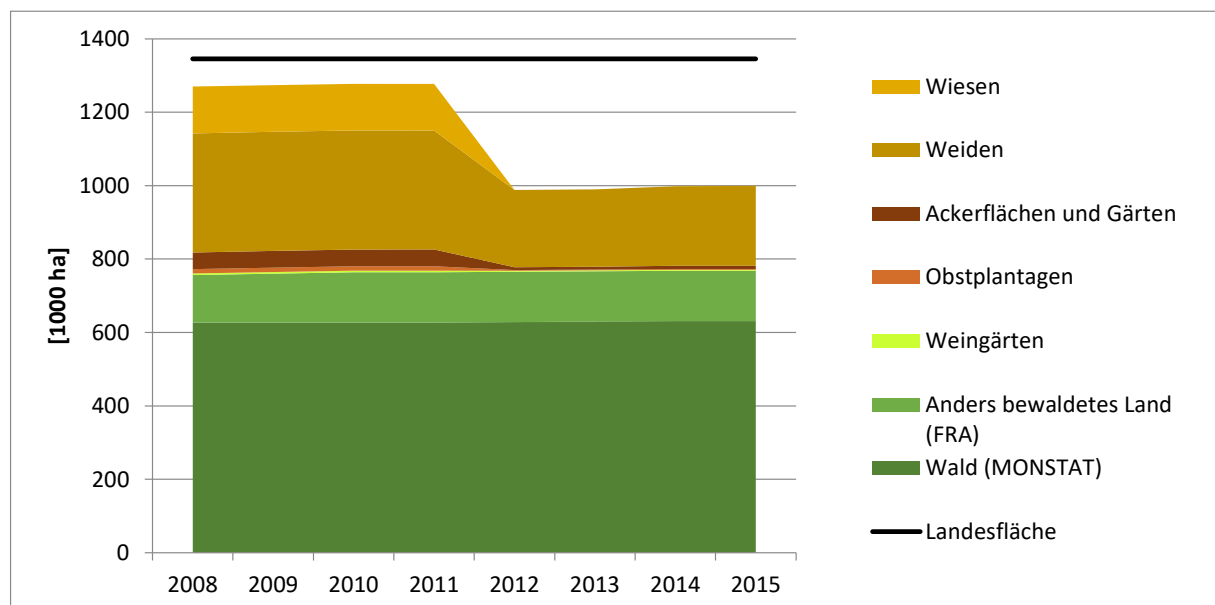


Abb. 33: Landnutzungsdatensatz von MONSTAT von 2008 - 2015

Bis auf die Waldfläche, die leicht zunahm, verkleinerte sich das Flächenausmaß aller restlichen landwirtschaftlichen Landnutzungsklassen enorm. Ackerfläche, Gärten und Obstplantagen betragen nach 2012 in Summe nur mehr ein Fünftel der Fläche vor 2012. Wiesen und Weiden wurden ab 2012 sogar zusammengelegt und machen ab diesem Jahr nur mehr die Hälfte der Fläche der Wiesen und Weiden vor 2012 aus. Im EU-Strategie Papier zur Landwirtschaft Montenegros 2006 (Turner 2006, 23) wird angeführt, dass die Daten zur landwirtschaftlichen Fläche (bis 2011) sehr überschätzig sind. Zudem geht aus der Literatur hervor, dass die aktive landwirtschaftliche Bevölkerung im Zeitraum der Studie drastisch abnahm und Landaufgabe häufig vorkommt (siehe z.B. Kerckhof u.a. (2016)). Daraus kann

abgeleitet werden, dass die Daten von MONSTAT ab 2012 realistisch sind. Diese Differenz der landwirtschaftlichen Fläche vor und nach 2012 hätte durchaus Auswirkungen auf das Ergebnis. Blicke die Produktion auf Ackerflächen trotz Abnahme der Fläche auf einem ähnlichen Level, würde das aufgrund der kleineren $HANPP_{luc}$ eine wesentlich geringere HANPP am Ackerland ergeben (ca. -10%). Auf Wiesen und Weiden würde sich die Beweidungsintensität verdoppeln, da die Anzahl der Tiere auf einem ähnlichen Niveau bleibt und somit derselbe Futterbedarf auf einer halb so großen Fläche gestillt werden muss. In beiden Fällen – auf Ackerflächen sowie auf Grasländern – bedeutet eine kleinere Fläche natürlich eine höhere HANPP pro Fläche.

Mit dieser Neuberechnung der Flächen ab 2012 werden allerdings über 300.000ha Fläche frei, die keiner Landnutzungskategorie zugeteilt sind. Da die NFI (Dees u. a. 2013) sowie die FRA (FAO Forestry Department 2010) eine größere Waldfläche berichten als MONSTAT angibt – vor allem ab 2008 weit über 100.000ha mehr – ist es eine plausible Annahme, dass die freigewordene Fläche Wald ist. Während MONSTAT beispielsweise im Jahr 2011 eine Waldfläche von 627.000ha berichtet, gibt die FRA für dasselbe Jahr eine Waldfläche von 827.000ha an. Der starke Rückgang der landwirtschaftlichen Flächen und die Zunahme des Waldes würde sich im Endergebnis als kleinere gesamte HANPP (bis zu -2%) widerspiegeln. In dieser Studie wurde dennoch auf die Daten von MONSTAT zurückgegriffen, da die Daten zur Waldfläche des NFI oder der FRA die gesamte Landesfläche übersteigen würden und außerdem erst ab 1990 verfügbar sind. Diese Unsicherheitsanalyse ergibt jedoch, dass die HANPP vor allem gegen Ende der Studie etwas überschätzt sein könnte.

Ein weiterer Punkt, der einen Unsicherheitsfaktor in die Studie bringt, sind die fehlenden Daten zu den Auswirkungen von Bodenerosion auf die NPP Montenegros. Durch das Ergebnis dieser Studie, die sehr extensive Nutzung der Flächen, nehme ich jedoch an, dass die Auswirkungen von (v.a. menschlich verursachter) Bodendegradation überschaubar sind. Die Überschätzung der landwirtschaftlichen Flächen und die dadurch entstehende höhere $HANPP_{luc}$ könnte die fehlende Einberechnung der Bodendegradation kompensieren.

Kaum Auswirkungen auf das Gesamtergebnis hat auch die Entscheidung für die Herrero-Variante der $HANPP_{harv}$ am Grasland. Von 1962 – 1983 ist die gesamte HANPP um 1-2% niedriger bei Anwendung der Herrero-Variante im Vergleich zur Krausmann-Variante. Außerdem wurden für den Futtermittelbedarf der Milchkühe für die Jahre 1962 – 2003 mangels Daten die Milchleistung von 2004 herangezogen. Da es realistisch ist, dass die Milchleistung in den Jahren 1962 – 2003 stieg, ist dies eine weitere mögliche Ursache für eine Überschätzung der $HANPP_{harv}$. Ein weiterer Unsicherheitsfaktor ist der nicht vorhandene Datensatz zum Kraftfutterkonsum vor 2006. Dieser ist notwendig, um eine robuste Abschätzung der gegrasteten Biomasse in der Krausmann-Variante der $HANPP_{harv}$ -Berechnung am Grasland zu erstellen. Der Binnenhandel mit Kraftfutter, der als Anhaltspunkt für den linearen Trend vor 2006 diente, ist nur ein vages Indiz für die Höhe des Konsums. Aus dieser Annahme ergab sich, dass sich auch Schweine in der ersten Hälfte des Studienzeitraums großteils von gegraster Biomasse ernährten, da in dieser Zeit gar kein Kraftfutter vorhanden war. Dies erhöht die $HANPP_{harv}$ der Krausmann-Variante um maximal 41.215t TG/Jahr (1984), was sich nur geringfügig auf die gesamte $HANPP_{harv}$ auswirkt (die von Schweinen gegraste Biomasse macht 2% der gesamten $HANPP_{harv}$ der Krausmann-Variante aus). Jedoch ist es durchaus plausibel, dass in den Jahren vor 2005 kaum Kraftfutter für (v.a. für Wiederkäuer) vorhanden war. Trotzdem ist zu vermerken, dass die $HANPP_{harv}$ der Krausmann-Variante aus den angeführten Gründen eine unsichere Schätzung darstellt.

Wie bereits erwähnt, baut der Datensatz von Herrero auf umfassenderen und aktuelleren Daten auf als der Krausmann-Datensatz. Außerdem berücksichtigt der Datensatz von Herrero die unterschiedlichen Betriebstypen und die unterschiedlichen klimatischen Zonen, was die Berechnung eines regional-spezifischeren Futtermittelbedarfs zulässt. Dennoch ist zu vermerken, dass aus der Krausmann-Variante hervorgeht, dass auch Schweine in der ersten Hälfte des Studienzeitraumes grasten, Herrero Schweine jedoch nicht als grasende Tiere kategorisiert. Die gegraste Biomasse von Schweinen (maximal knapp über 40.000t TG, berechnet in Krausmann-Variante) würde die gegraste Biomasse in der Herrero-Variante zwar um bis zu 8%, die HANPP am Grasland in der dieser Variante allerdings nur um 1% erhöhen (was nur sehr geringe Auswirkungen in der Gesamt-HANPP zur Folge hat). In Summe sprechen die angeführten Gründe für die Anwendung der Herrero-Variante, obgleich diese in der ersten Studienhälfte leicht unterschätzt sein könnte.

Nachdem die beiden Varianten ab dem Jahr 1983 eine ähnliche Entwicklung aufweisen, wirkt sich die Differenz zwischen den Varianten ab diesem Jahr kaum mehr auf das Gesamtergebnis aus und es kann in der zweiten Studienhälfte von einer sehr robusten Abschätzung der $HANPP_{harv}$ ausgegangen werden.

Aus Mangel an länderspezifischen Informationen bezüglich *Harvest Factor*, *Recovery Rate*, und des Anteils der genutzten Ernterückstände für Futter, wird in dieser Studie auf Werte für die gesamte Region Osteuropa zurückgegriffen (Krausmann u. a. 2013). Dies ist durchaus problematisch, da in diese Region Länder sehr unterschiedlicher landwirtschaftlicher Struktur und Intensität fallen. Da die $HANPP_{harv}$ auf Ackerflächen nur einen kleinen Anteil an der gesamten $HANPP_{harv}$ ausmacht, spielt die Unsicherheit des *Harvest Factors* und der *Recovery Rate* keine große Rolle im Endergebnis. Wichtiger ist der Anteil der für Futter genutzten Ernterückstände, der in Montenegro höher sein könnte, als für die Berechnungen dieser Studie angenommen. Für die Berechnung der ersten Variante der $HANPP_{harv}$ am Grasland (Krausmann u. a. 2013) wurde dieser Anteil verdoppelt und eine Hälfte an Schweine verfüttert. Würde allerdings auch der Anteil der an Wiederkäuer verfütterten Ernterückstände vergrößert, hätte dies eine kleinere $HANPP_{harv}$ am Grasland der ersten Variante zur Folge. Nichtsdestotrotz würde auch die doppelte Menge verfütterter Ernterückstände nur eine minimale Verkleinerung der $HANPP_{harv}$ am Grasland zur Folge haben (ca. -1.5%), da durch die geringe Produktion am Ackerland prinzipiell wenig Ernterückstände anfallen. Dennoch spricht auch dieser Unsicherheitsfaktor für die Anwendung der Herrero-Variante.

Weiters ist die Annahme zu diskutieren, dass ausschließlich Ziegen auf Karstlandschaften grasen und deren Futtermittelbedarf zugleich die $HANPP_{harv}$ auf Karstlandschaften ergibt. Wie bereits erwähnt, wurde 1954 ein Gesetz erlassen, dass das Halten von Ziegen verbot, jedoch 1984 wieder aufgehoben wurde. In dieser Studie wird daher angenommen, dass vor 1984 keine Ziegen in Montenegro existierten. Gleichzeitig wurde beschrieben, dass Karstlandschaften nur durch Beweidungsdruck erhalten bleiben, da diese Flächen potenzieller Wald sind. Paradox ist, dass die Karstlandschaften ab dem Zeitpunkt abnehmen, ab dem die Ziegenzahl wieder wuchs. Eine mögliche Erklärung ist, dass Karstlandschaften einige Jahre benötigen, um wieder zu Wald zu werden. Es ist realistisch, dass nicht sofort ab 1954 keine Ziegen mehr auf Karstlandschaften grasten und der Weidedruck zwar kleiner wurde, jedoch noch bis zum Anfang dieser Studie anhielt. Gleichzeitig war die Anzahl der Ziegen in den 80er und 90er Jahren noch so gering, dass große Teile der Karstlandschaften nicht beweidet wurden und sich daher zu Wald zurückbilden konnten. Würde die Anzahl der Ziegen nach Studienende weiter wachsen, hätte dies wieder eine Vergrößerung der

Karstlandschaften zur Folge. Dennoch ist die Annahme, dass ausschließlich Ziegen auf Karstlandschaften grasen eine sehr unsichere Annäherung an die Realität. Allerdings hat diese Annahme keinen Einfluss auf die Größe der gesamten $\text{HANPP}_{\text{harv}}$ und somit auf das Endergebnis.

Der größte Unsicherheitsfaktor in dieser Studie ist die Berechnung der NPP_{pot} . In jeder HANPP-Studie ist dies ein Wert, der auf Basis von regionalen Klimadaten modelliert wird und daher eine rein hypothetische Größe ist. Für Montenegro stehen drei mögliche NPP_{pot} -Werte zur Auswahl (Abbildung 6), wobei die Ergebnisse des Miami-Modells schnell ausgeschlossen werden konnten, da der CO_2 -Effekt nicht miteinkalkuliert ist und die Daten, auf denen das Modell basiert, aus den 70er und 80er Jahren stammen. In dieser Arbeit wurden die NPP_{pot} -Werte der Studie Plutzar u.a. (2016) herangezogen, da diese die höchste Auflösung aufweisen. Dennoch sind die Daten zur NPP_{pot} der Studie Krausmann u.a. (2013) ebenso eine plausible Annäherung, da das Modell eine verbesserte hydrologische Repräsentation aufweist. Die NPP_{pot} -Werte dieser zwei Studien für Montenegro divergieren um durchschnittlich ungefähr 2t TG/ha/Jahr, was eine sehr große Differenz im Gesamtergebnis zur Folge hat. Tabelle 13 zeigt die Auswirkungen dieser Differenz in den absoluten NPP_{pot} - sowie HANPP-Werten des Landes.

Tabelle 16: Differenz der NPP_{pot} und HANPP auf Basis von zwei unterschiedlichen Modellierungen der NPP_{pot} in [Mt TG/Jahr]

		1962	1970	1980	1990	2000	2010
NPP_{pot}	Plutzar u.a. (2016)	14,09	16,98	15,11	16,42	17,18	19,45
	Krausmann u.a. (2013)	9,47	11,37	10,11	11,01	11,85	13,53
HANPP	Plutzar u.a. (2016)	4,09	4,60	4,27	4,47	3,90	3,91
	Krausmann u.a. (2013)	3,68	3,86	3,57	3,78	3,25	3,28
HANPP (% der NPP_{pot})	Plutzar u.a. (2016)	29%	27%	28%	27%	23%	20%
	Krausmann u.a. (2013)	39%	34%	35%	34%	27%	24%

Wie bereits erläutert sinkt die HANPP als Teil der NPP_{pot} in dieser Studie von 29% in 1962 auf 20% in 2011. Auf Basis der Daten von Krausmann u.a. (2013) macht dieser Anteil im Jahr 1962 sogar 39% aus und sinkt im Laufe der Studie auf 24%. Die Daten von Krausmann u.a. (2013) drücken aus, dass generell weniger NPP vorhanden ist. Da die in dieser Studie berechnete Ernte von Biomasse allerdings gleich bleibt, ist der Eingriff in das terrestrische Ökosystem bei weniger vorhandener NPP natürlich größer. Obgleich die höhere Auflösung für die Daten von Plutzar u.a. (2016) sprechen, zeigt diese Analyse, dass das Ergebnis dieser Studie vor allem zu Beginn der Untersuchungszeit unterschätzt sein könnte.

6 Forschungsbedarf

Die zentrale Frage bezüglich der Ökologisierung der montenegrinischen Landwirtschaft ist, ob die Stickstoff-Bilanz eine Konversion zu biologischem Landbau zulässt. In dieser Studie wurde mangels Informationen und Daten zu Fruchtfolge-Praktiken ausschließlich die Stickstoffzufuhr durch organischen Dünger berechnet. Auf Abbildung 34 ist zu sehen, dass die biologische Fixierung von Stickstoff in Österreich zwischen 1995 und 2007 beinahe ein Viertel zur Stickstoffversorgung beitrug. Angenommen der Mineraldünger fällt weg (da er im biologischen Landbau nicht erlaubt ist), würde die biologische Fixierung noch mehr Wichtigkeit erlangen.

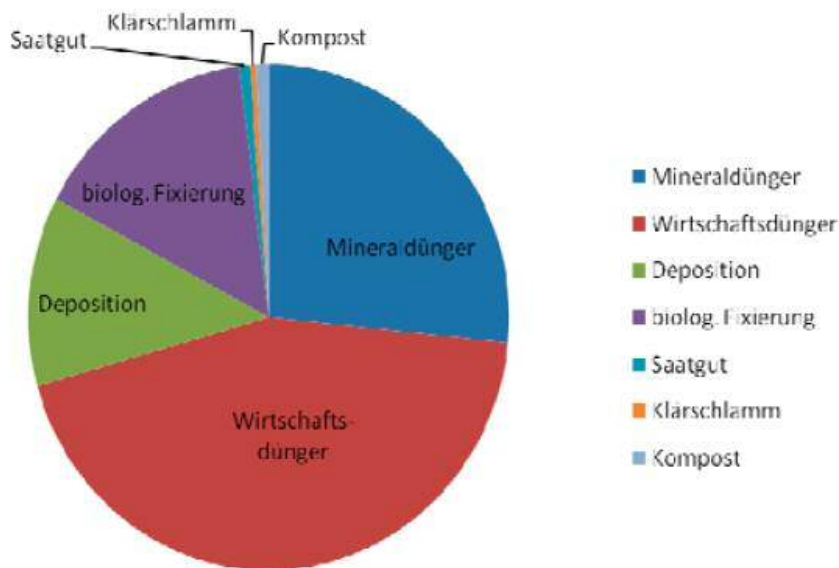


Abb. 34: Stickstoffquellen in der österreichischen Landwirtschaft – Durchschnitt von 1995 – 2007 in %. Quelle: (Statistik Austria 2010)

Um die montenegrinische Landwirtschaft tatsächlich zu ökologisieren, muss das Verfahren der Fruchtfolge etabliert und verbreitet werden. Informationen darüber, wie weit dieses schon praktiziert wird, gibt es kaum. Für eine komplette Stickstoffbilanz ist es notwendig herauszufinden, in welchem Ausmaß Fruchtfolgen geplant und ausgeführt werden, wie viel Stickstoff dadurch biologisch gebunden wird und wie viel Potenzial für eine Erhöhung des Stickstoffbudgets in dieser Praxis steckt.

Außerdem könnte es aufschlussreich sein, die Ergebnisse dieser Studie mit einer Berechnung der *embodied HANPP* des Landes zusammenzuführen. Wie sich herausgestellt hat, wird nur ein sehr kleiner Teil der in Montenegro konsumierten Biomasse im Land produziert, der Rest muss importiert werden. Dadurch externalisiert Montenegro seine Landnutzung. Die Auswirkungen dieser externalisierten HANPP können durch eine *embodied HANPP* abgeschätzt werden.

Generell gilt es zu klären, in welchem Verhältnis der Datensatz von MONSTAT ab 2012 mit jenem vor 2012 steht und welche Auswirkung die Verwendung des neuen Datensatzes auf die Ergebnisse einer ähnlichen Landnutzungsstudie hat. Zudem sollte das Thema der Karstlandschaften genauer untersucht werden. Weder die Größe der Flächen noch die Nutzung (z.B. Beweidung) wird in der englischsprachigen Literatur behandelt.

7 Literaturverzeichnis

- Anđelić, Milosav, Matthias Dees, Damjan Pantic, Dragan Borota, Biljana Sljukic, und Milic Curovic. 2012. „Status of forest resources of Montenegro“. *Poljoprivreda i Sumarstvo* 57 (11) (3):39–52.
- ARCOTRASS-Consortium. 2006. „Montenegro. Country Report“. Deutschland: ARCOTRASS-Consortium.
- Baumgarten, Andreas. 2017. „Richtlinie für die sachgerechte Düngung im Ackerbau und Grünland. Anleitung zur Interpretation von Bodenuntersuchungsergebnissen in der Landwirtschaft“. Wien: BMLFUW.
- Blinkov, Ivan, Stanimir Kostadinov, und Ivan Ts. Marinov. 2013. „Comparison of Erosion and Erosion Control Works in Macedonia, Serbia and Bulgaria“. *International Soil and Water Conservation Research* 1 (3):15–28.
- Boardman, John, und Jean Poesen. 2007. *Soil Erosion in Europe*. John Wiley & Sons.
- Bondeau, Alberte, Pascale C. Smith, Sönke Zaehle, Sibyll Schaphoff, Wolfgang Lucht, Wolfgang Cramer, Dieter Gerten, u. a. 2007. „Modelling the Role of Agriculture for the 20th Century Global Terrestrial Carbon Balance“. *Global Change Biology* 13 (3):679–706.
- Cikovac, Pavle. 2002. „Soziologie und standortbedingte Verbreitung tannenreicher Wälder im Orjen Gebirge Montenegro“. München: Ludwigs Maximilians Universität München.
- Dees, Matthias, Miloslav Anđelić, Adem Fetić, Blažo Jokanović, Vitomir Tepavčević, Dragan Borota, Aleksandar Vasiljević, u. a. 2013. „The First National Forest Inventory of Montenegro“. Podgorica: MARD.
- Dubljević, Radisav. 2009. „Country Pasture/Forage Resource Profile. Montenegro“. Country Pasture/Forage Resource Profiles. FAO.
- Đurić, Dragan. 2003. „The economic development of Montenegro“. In *Montenegro in transition: problems of identity and statehood*, herausgegeben von Florian Bieber, 1. Aufl, 139–58. SEER paperback. Baden-Baden: Nomos Verlagsgesellschaft.
- Europäische Kommission. 2014. „High Nature Value farming throughout EU-27 and its financial support under the CAP“. Luxembourg: Europäische Kommission.
- Europäischer Rat. 1991. *Richtlinie des Rates zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen (91/676/EWG)*.
- EUROSTAT. 2017. „Glossary: Livestock Unit (LSU)“. EUROSTAT. 10. November 2017. [http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Glossary:Livestock_unit_\(LSU\)](http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Glossary:Livestock_unit_(LSU)).
- FAO Forestry Department. 2010. „Global Forest Resources Assessment 2010. Country Report Montenegro“. Rome: FAO Forestry Department.
- „FAOSTAT“. 2017. 30. März 2017. <http://www.fao.org/faostat/en/#home>.
- Fetzel, Tamara, Petr Havlik, Mario Herrero, und Karl-Heinz Erb. 2017. „Seasonality Constraints to Livestock Grazing Intensity“. *Global Change Biology* 23 (4):1636–47.
- Fleischhacker, Reinhold. 2008. *Montenegro. Das wiederentdeckte Paradies*. München: USP.
- FODEMO. 2008. „Forests for the Future of Montenegro. National Forest and Forest Land Administration Policy“. Forestry Development in Montenegro (FODEMO) Project - Phase II. Lux-Development.
- Galler, Josef. 2009. „Wirtschaftsdünger. Anfall, Lagerung, Verwertung, Umwelt“. Salzburg: Landwirtschaftskammer Salzburg.
- Geeson, Nichola, C. Jane Brandt, und John B. Thornes, Hrsg. 2002. *Mediterranean desertification: a mosaic of processes and responses*. Chichester, West Sussex, England ; Hoboken, NJ, USA: John Wiley & Sons.
- Gingrich, Simone, Maria Niedertscheider, Thomas Kastner, Helmut Haberl, Georgia Cosor, Fridolin Krausmann, Tobias Kuemmerle, u. a. 2015. „Exploring Long-Term Trends in Land Use Change and Aboveground Human Appropriation of Net Primary Production in Nine European Countries“. *Land Use Policy* 47 (September):426–38.

- GIZ. 2013. „Study on the Organic Potential in South East Europe“. Agroservice. Deutschland: GIZ.
- Griffths, Huw I., Boris Krystufek, und Jane M. Reed, Hrsg. 2004. *Balkan Biodiversity. Pattern and Process in the European Hotspot*. Netherlands: Springer Netherlands.
- Grimes, Alicia P., Mohammad A. Latif, Jelena Vujadinovic-Colic, und Vasilije Buskovic. 2005. „Biodiversity Assessment Update for Serbia and Montenegro“. USAID.
- Guzman Casado, G.I., und M. Gonzalez de Molina. 2009. „Preindustrial Agriculture versus Organic Agriculture“. *Land Use Policy* 26 (2):502–10.
- Haberl, Helmut, K. Heinz Erb, Fridolin Krausmann, Veronika Gaube, Alberte Bondeau, Christoph Plutzer, Simone Gingrich, Wolfgang Lucht, und Marina Fischer-Kowalski. 2007. „Quantifying and mapping the human appropriation of net primary production in earth’s terrestrial ecosystems“. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104 (31):12942–12947.
- Haberl, Helmut, Karl-Heinz Erb, und Fridolin Krausmann. 2014. „Human Appropriation of Net Primary Production: Patterns, Trends, and Planetary Boundaries“. *Annual Review of Environment and Resources* 39 (1):363–91. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-121912-094620>.
- Haberl, Helmut, Karl-Heinz Erb, Fridolin Krausmann, Wolfgang Loibl, Niels Schulz, und Helga Weisz. 2001. „Changes in Ecosystem Processes Induced by Land Use: Human Appropriation of Aboveground NPP and Its Influence on Standing Crop in Austria“. *Global Biogeochemical Cycles* 15 (4):929–42. <https://doi.org/10.1029/2000GB001280>.
- Haynes, R. 2012. *Mineral Nitrogen In The Plant-Soil System*. Elsevier.
- Herrero, M., P. Havlik, H. Valin, A. Notenbaert, M. C. Rufino, P. K. Thornton, M. Blummel, F. Weiss, D. Grace, und M. Obersteiner. 2013. „Biomass Use, Production, Feed Efficiencies, and Greenhouse Gas Emissions from Global Livestock Systems“. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110 (52):20888–93. <https://doi.org/10.1073/pnas.1308149110>.
- Hodgson, Jenny A., William E. Kunin, Chris D. Thomas, Tim G. Benton, und Doreen Gabriel. 2010. „Comparing Organic Farming and Land Sparing: Optimizing Yield and Butterfly Populations at a Landscape Scale: Organic Farming and Land Sparing“. *Ecology Letters* 13 (11):1358–67. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01528.x>.
- Jepsen, Martin Rudbeck, Tobias Kuemmerle, Daniel Müller, Karlheinz Erb, Peter H. Verburg, Helmut Haberl, Jens Peter Vesterager, u. a. 2015. „Transitions in European Land-Management Regimes between 1800 and 2010“. *Land Use Policy* 49 (Dezember):53–64. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.07.003>.
- Jovanović, Miomir, Ljiljana Kaščelan, Miljan Joksimović, und Aleksandra Despotović. 2015. „Comparative analysis of agro-food trade in Montenegro and EU candidate countries“. *Economics of Agriculture* 62 (1):155–62.
- Kapa, Milena. 2010. „Introductory Report on Nature Conservation in Montenegro“. 19. Convention on the conservation of european wildlife and natural habitats. Straßburg/Podgorica: EU-Rat.
- Kerckhof, Annelies, Velibor Spalevic, Veerle Van Eetvelde, und Jan Nyssen. 2016. „Factors of Land Abandonment in Mountainous Mediterranean Areas: The Case of Montenegrin Settlements“. *SpringerPlus* 5 (1). <https://doi.org/10.1186/s40064-016-2079-7>.
- Kohlheb, Norbert, und Fridolin Krausmann. 2009. „Land Use Change, Biomass Production and HANPP: The Case of Hungary 1961–2005“. *Ecological Economics* 69 (2):292–300. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.07.010>.
- Kovacevic, Natasa. 2011. „Study on Forestry and Nature Protection in Montenegro“. WWF Protected Areas for a living Planet – Dinaric Arc Ecoregion Project. WWF.
- Krausmann, Fridolin, Karlheinz Erb, Simone Gingrich, Helmut Haberl, Alberte Bondeau, Veronika Gaube, Christian Lauk, Christoph Plutzer, und Timothy D. Searchinger. 2013. „Global Human Appropriation of Net Primary Production Doubled in the 20th Century“. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110 (25):10324–29. <https://doi.org/10.1073/pnas.1211349110>.
- Krausmann, Fridolin, Karl-Heinz Erb, Simone Gingrich, Christian Lauk, und Helmut Haberl. 2008. „Global Patterns of Socioeconomic Biomass Flows in the Year 2000: A Comprehensive Assessment of Supply, Consumption and Constraints“. *Ecological Economics* 65 (3):471–87. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.07.012>.

- Kristiansen, Paul, Acram Taji, John P. Reganold, und CSIRO Publishing, Hrsg. 2006. *Organic agriculture: a global perspective*. Collingwood, Vic: CSIRO Publishing.
- Landwirtschaftskammer Kärnten. 2015. „Handlungsempfehlung zur Handhabung der Ausbringung von Wirtschaftsdünger auf Grün- und Ackerflächen durch Landwirte“. Landwirtschaftskammer Kärnten.
- LAZBW. 2017. „Einsatz von Wirtschaftsdüngern“. gruenland-online.de. 10. August 2017.
- Liamine, Nathalie. 2002. „Biogeographical regions in Europe. Introduction.“ *Europe's biodiversity - biogeographical regions and seas*. EEA.
- Lieth, Helmut, und Robert H Whittaker. 1975. *Primary Productivity of the Biosphere*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-80913-2>.
- Liverman, Diana M., und Rosa Maria Roman Cuesta. 2008. „Human Interactions with the Earth System: People and Pixels Revisited“. *Earth Surface Processes and Landforms* 33 (9):1458–71. <https://doi.org/10.1002/esp.1715>.
- Luksić, Igor, und Milorad Katnic. 2016. „The Making of a State: Transition in Montenegro“. *Cato Journal* 36 (3):689.
- LWHS. o. J. „Haupt-Nährstoffgehalte in Wirtschaftsdüngern“. LWHS.
- MacDonald, D, J.R Crabtree, G Wiesinger, T Dax, N Stamou, P Fleury, J Gutierrez Lazpita, und A Gibon. 2000. „Agricultural Abandonment in Mountain Areas of Europe: Environmental Consequences and Policy Response“. *Journal of Environmental Management* 59 (1):47–69. <https://doi.org/10.1006/jema.1999.0335>.
- Marković, Bozidarka, M. Marković, D. Radonjić, und M. Veljić. 2011. „Sustainable sheep and goat production based on local breeds in Montenegro“. In *Book of paper of 8th Global conference on the conservation of Animal genetic resources, Tekirdag, Turkey*, 413:421.
- Markus-Johansson, Miriam, Bruno Mesquita, Mihail Dimovski, Cecile Monnier, und Peter Kiss-Parciu. 2010. „Illegal Logging in South Eastern Europe“. REC Working Papers. Hungary: REC.
- Meyfroidt, Patrick, und Eric F. Lambin. 2011. „Global Forest Transition: Prospects for an End to Deforestation“. *Annual Review of Environment and Resources* 36 (1):343–71. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-090710-143732>.
- Mijanović, Dragica. 2015. „Depopulation in Northern Montenegro. Causes and Consequences“. In , 239–46. <https://doi.org/10.18509/GBP.2015.31>.
- Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, Hrsg. 2001. *Fertiliser: Recommendations for Agricultural and Horticultural Crops*. 7. ed., 2. impr. Reference Book 209. London: Stationery Office.
- MONSTAT. 2016. Persönliches Gespräch.
- Mugoša, Ratimir. 2008. „Spatial Plan of Montenegro Until 2020“. Podgorica: Ministry of Economic Development.
- Musel, Annabella. 2009. „Human Appropriation of Net Primary Production in the United Kingdom, 1800–2000“. *Ecological Economics* 69 (2):270–81. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.08.012>.
- Naimark, Norman, und Holly Case. 2003. *Yugoslavia and Its Historians: Understanding the Balkan Wars of the 1990s*. Stanford University Press.
- Niedertscheider, Maria, und Karlheinz Erb. 2014. „Land System Change in Italy from 1884 to 2007: Analysing the North–South Divergence on the Basis of an Integrated Indicator Framework“. *Land Use Policy* 39 (Juli):366–75. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2014.01.015>.
- Niedertscheider, Maria, Thomas Kastner, Tamara Fetzl, Helmut Haberl, Christine Kroisleitner, Christoph Plutzer, und Karl-Heinz Erb. 2016. „Mapping and analysing cropland use intensity from a NPP perspective“. *Environmental Research Letters* 11 (1):014008. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/1/014008>.
- Niedertscheider, Maria, Tobias Kuemmerle, Daniel Müller, und Karl-Heinz Erb. 2014. „Exploring the Effects of Drastic Institutional and Socio-Economic Changes on Land System Dynamics in Germany between 1883 and 2007“. *Global Environmental Change* 28 (September):98–108. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.06.006>.
- Nyssen, J., J. Van den Branden, V. Spalević, A. Frankl, L. Van de velde, M. Čurović, und P. Billi. 2014. „Twentieth Century Land Resilience in Montenegro and Consequent Hydrological

- Response“. *Land Degradation & Development* 25 (4):336–49.
<https://doi.org/10.1002/ldr.2143>.
- Oppermann, Rainer, Guy Beaufoy, und Gwyn Jones. 2012. *High Nature Value Farming in Europe*.
 Ubstadt-Weiher: verlag regionalkultur.
- Petz, Katalin, Rob Alkemade, Michel Bakkenes, Catharina J.E. Schulp, Marijn van der Velde, und Rik
 Leemans. 2014. „Mapping and Modelling Trade-Offs and Synergies between Grazing
 Intensity and Ecosystem Services in Rangelands Using Global-Scale Datasets and Models“. *Global Environmental Change* 29 (November):223–34.
<https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.08.007>.
- Plutzer, Christoph, Christine Kroisleitner, Helmut Haberl, Tamara Fetzl, Claudia Bulgheroni, Tim
 Beringer, Patrick Hostert, u. a. 2016. „Changes in the Spatial Patterns of Human
 Appropriation of Net Primary Production (HANPP) in Europe 1990–2006“. *Regional
 Environmental Change* 16 (5):1225–38. <https://doi.org/10.1007/s10113-015-0820-3>.
- Ponti, Tomek de, Bert Rijk, und Martin K. van Ittersum. 2012. „The Crop Yield Gap between Organic
 and Conventional Agriculture“. *Agricultural Systems* 108 (April):1–9.
<https://doi.org/10.1016/j.agsy.2011.12.004>.
- Radojević, Gordana. 2013. „Wood Fuel Consumption in 2011 in Montenegro. New energy balances
 for wood fuels“. Podgorica: MONSTAT.
- Rajović, Goran. 2012. „Agricultural production factors intensification in North-Eastern Montenegro“. *Herald Journal of Agriculture and Food Science Research* 1 (1):11–25.
- Rajović, Goran, und Jelisavka Bulatović. 2014. „Structural Changes in Livestock Production: A Case
 Study in Montenegro“. *International Letters of Social and Humanistic Sciences* 26 (April):125–
 37. <https://doi.org/10.18052/www.scipress.com/ILSHS.26.125>.
- Regional Fire Monitoring Center. 2015. „Forest Fires Country Study. Montenegro“. REC Working
 Papers. REC.
- Republik Montenegro. 1991. „Ustav Crne Gore“. <http://www.skupstina.me/images/dokumenti/ustav-crne-gore.pdf>.
- Robinson, Timothy P., Hrsg. 2011. *Global livestock production systems*. Rome: Food and Agriculture
 Organization of the United Nations.
- Saugier, Bernard, Jacques Roy, und Harold A Mooney. 2001. „Estimations of Global Terrestrial
 Productivity: Converging toward a Single number?“ In *Terrestrial Global Productivity*,
 herausgegeben von Jacques Roy, Bernard Saugier, und Harold A Mooney, 543–57. San Diego:
 Academic Press.
- Savezni zavod za statistiku. 1989. *Jugoslavija 1918 - 1988. Statistki godišnjak*. Belgrad.
- Schwarzlmüller, Elmar. 2009. „Human Appropriation of Aboveground Net Primary Production in
 Spain, 1955–2003: An Empirical Analysis of the Industrialization of Land Use“. *Ecological
 Economics* 69 (2):282–91. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.07.016>.
- Seufert, Verena, Navin Ramankutty, und Jonathan A. Foley. 2012. „Comparing the yields of organic
 and conventional agriculture“. *Nature* 485 (7397):229–32.
<https://doi.org/10.1038/nature11069>.
- Seufert, Verena, Navin Ramankutty, und Tabea Mayerhofer. 2017. „What Is This Thing Called
 Organic? – How Organic Farming Is Codified in Regulations“. *Food Policy* 68 (April):10–20.
<https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2016.12.009>.
- Sitch, Stephen, Benjamin Smith, I. Colin Prentice, Almut Arneth, A. Bondeau, W. Cramer, J. O. Kaplan,
 u. a. 2003. „Evaluation of ecosystem dynamics, plant geography and terrestrial carbon cycling
 in the LPJ dynamic global vegetation model“. *Global Change Biology* 9 (2):161–185.
- Spalevic, Velibor. 2016. Persönliches Gespräch.
- Spalevic, Velibor, Milic Curovic, Ivan Simunic, und Morteza Behzadfar. 2014. „Land degradation, land
 use and soil erosion: the case of Montenegro“. *Watch Letter (CIHEAM)*, Nr. 28.
- Statistical Office of Montenegro, Hrsg. 2011. *Agricultural Census 2010*. Podgorica.
 — — —. o. J. *Statistical Yearbooks 1974 - 2015*. Podgorica.
- Statistik Austria. 2010. „Regionale Nährstoffbilanzen in Österreich für NUTS 3-Gebiete“.

- Steinfeld, Henning, Pierre Gerber, T. D. Wassenaar, Vincent Castel, Food and Agriculture Organization of the United Nations, und Cees de Haan. 2006. *Livestock's Long Shadow: Environmental Issues and Options*. Food & Agriculture Org.
- Telbisz, Tamás, Zsolt Bottlik, László Mari, und Margit Kőszegi. 2014. „The Impact of Topography on Social Factors, a Case Study of Montenegro“. *Journal of Mountain Science* 11 (1):131–41. <https://doi.org/10.1007/s11629-012-2623-z>.
- Trewavas, Anthony. 2001. „Urban myths of organic farming“. *Nature* 410 (6827):409.
- Tuomisto, H.L., I.D. Hodge, P. Riordan, und D.W. Macdonald. 2012. „Does Organic Farming Reduce Environmental Impacts? – A Meta-Analysis of European Research“. *Journal of Environmental Management* 112 (Dezember):309–20. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.018>.
- Turner, Paul. 2006. „Montenegro's Agriculture and European Union. Agriculture and Rural Development Strategy.“ Podgorica: EAR/Ministry of Agriculture, Forestry and Water Management.
- Vačkář, David, und Erika Orlitová. 2011. „Human Appropriation of Aboveground Photosynthetic Production in the Czech Republic“. *Regional Environmental Change* 11 (3):519–29. <https://doi.org/10.1007/s10113-010-0167-8>.
- Verburg, Peter H., Neville Crossman, Erle C. Ellis, Andreas Heinemann, Patrick Hostert, Ole Mertz, Harini Nagendra, u. a. 2015. „Land System Science and Sustainable Development of the Earth System: A Global Land Project Perspective“. *Anthropocene* 12 (Dezember):29–41. <https://doi.org/10.1016/j.ancene.2015.09.004>.
- Vittuari, Matteo. 2011. „Organic Balkans. Stakeholders, policies, and institutions: a regional perspective.“ Trento: Osservatorio Balcani e Caucaso.
- Watson, C.A., D. Atkinson, P. Gosling, L.R. Jackson, und F.W. Rayns. 2002. „Managing soil fertility in organic farming systems.pdf“. *Soil Use and Management* 18 (1):239–247. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2002.tb00265.x>.
- Wirsenius, Stefan. 2000. „Human Use of Land and Organic materials. Modeling the Turnover of Biomass in the Global Food System“. Göteborg.
- Zika, Michael, und Karl-Heinz Erb. 2009. „The Global Loss of Net Primary Production Resulting from Human-Induced Soil Degradation in Drylands“. *Ecological Economics* 69 (2):310–18. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.06.014>.
- Znaor, Darko, und Seth C. Landau. 2014. *Unlocking The Future. Seeds of Change: Sustainable Agriculture as a Path to Prosperity for the Western Balkans*. Unlocking The Future. Zagreb: Heinrich Böll Stiftung.

Kontakt

Sophie Koppensteiner

Email: so.ko@hotmail.de

Band 1

Umweltbelastungen in Österreich als Folge menschlichen Handelns. Forschungsbericht gem. m. dem Österreichischen Ökologie-Institut.

Fischer-Kowalski, M., Hg.; Wien (1987)

Band 2

Environmental Policy as an Interplay of Professionals and Movements - the Case of Austria. Paper to the ISA Conference on Environmental Constraints and Opportunities in the Social Organisation of Space, Udine 1989.

Fischer-Kowalski, M.; Wien (1989)

Band 3

Umwelt & Öffentlichkeit. Dokumentation der gleichnamigen Tagung, veranstaltet vom IFF und dem Österreichischen Ökologie-Institut in Wien, (1990)

Band 4

Umweltpolitik auf Gemeindeebene. Politikbezogene Weiterbildung für Umweltgemeinderäte.

Lackner, C.; Wien (1990)

Band 5

Verursacher von Umweltbelastungen. Grundsätzliche Überlegungen zu einem mit der VGR verknüpfbaren Emittenteninformationssystem.

Fischer-Kowalski, M., Kisser, M., Payer, H., Steurer A.; Wien (1990)

Band 6

Umweltbildung in Österreich, Teil I: Volkshochschulen.
Fischer-Kowalski, M., Fröhlich, U.; Harauer, R., Vymazal R.; Wien (1990)

Band 7

Amtliche Umweltberichterstattung in Österreich.

Fischer-Kowalski, M., Lackner, C., Steurer, A.; Wien (1990)

Band 8

Verursacherbezogene Umweltinformationen. Bausteine für ein Satellitensystem zur österr. VGR. Dokumentation des gleichnamigen Workshop, veranstaltet vom IFF und dem Österreichischen Ökologie-Institut, Wien (1991)

Band 9

A Model for the Linkage between Economy and Environment. Paper to the Special IARIW Conference on Environmental Accounting, Baden 1991.

Dell'Mour, R., Fleissner, P., Hofkirchner, W.; Steurer A.; Wien (1991)

Band 10

Verursacherbezogene Umweltindikatoren - Kurzfassung. Forschungsbericht gem. mit dem Österreichischen Ökologie-Institut.

Fischer-Kowalski, M., Haberl, H., Payer, H.; Steurer, A., Zangerl-Weisz, H.; Wien (1991)

Band 11

Gezielte Eingriffe in Lebensprozesse. Vorschlag für verursacherbezogene Umweltindikatoren. Forschungsbericht gem. m. dem Österreichischen Ökologie-Institut.

Haberl, H.; Wien (1991)

Band 12

Gentechnik als gezielter Eingriff in Lebensprozesse. Vorüberlegungen für verursacherbezogene Umweltindikatoren. Forschungsbericht gem. m. dem Österr. Ökologie-Institut.

Wenzl, P.; Zangerl-Weisz, H.; Wien (1991)

Band 13+

Transportintensität und Emissionen. Beschreibung österr. Wirtschaftssektoren mittels Input-Output-Modellierung. Forschungsbericht gem. m. dem Österr. Ökologie-Institut.

Dell'Mour, R.; Fleissner, P.; Hofkirchner, W.; Steurer, A.; Wien (1991)

Band 14

Indikatoren für die Materialintensität der österreichischen Wirtschaft. Forschungsbericht gem. m. dem Österreichischen Ökologie-Institut.

Payer, H. unter Mitarbeit von K. Turetschek; Wien (1991)

Band 15

Die Emissionen der österreichischen Wirtschaft. Systematik und Ermittelbarkeit. Forschungsbericht gem. m. dem Österr. Ökologie-Institut.

Payer, H.; Zangerl-Weisz, H. unter Mitarbeit von R.Fellinger; Wien (1991)

Band 16

Umwelt als Thema der allgemeinen und politischen Erwachsenenbildung in Österreich.

Fischer-Kowalski M., Fröhlich, U.; Harauer, R.; Vymazal, R.; Wien (1991)

Band 17

Causer related environmental indicators - A contribution to the environmental satellite-system of the Austrian SNA. Paper for the Special IARIW Conference on Environmental Accounting, Baden 1991.

Fischer-Kowalski, M., Haberl, H., Payer, H., Steurer, A.; Wien (1991)

Band 18

Emissions and Purposive Interventions into Life Processes - Indicators for the Austrian Environmental Accounting System. Paper to the ÖGBPT Workshop on Ecologic Bioprocessing, Graz 1991.

Fischer-Kowalski M., Haberl, H., Wenzl, P., Zangerl-Weisz, H.; Wien (1991)

Band 19

Defensivkosten zugunsten des Waldes in Österreich. Forschungsbericht gem. m. dem Österreichischen Institut für Wirtschaftsforschung.

Fischer-Kowalski et al.; Wien (1991)

Band 20*

Basisdaten für ein Input/Output-Modell zur Kopplung ökonomischer Daten mit Emissionsdaten für den Bereich des Straßenverkehrs.

Steurer, A.; Wien (1991)

Band 22

A Paradise for Paradigms - Outlining an Information System on Physical Exchanges between the Economy and Nature.

Fischer-Kowalski, M., Haberl, H., Payer, H.; Wien (1992)

Band 23

Purposive Interventions into Life-Processes - An Attempt to Describe the Structural Dimensions of the Man-Animal-Relationship. Paper to the Internat. Conference on "Science and the Human-Animal-Relationship", Amsterdam 1992.

Fischer-Kowalski, M., Haberl, H.; Wien (1992)



Band 24

Purposive Interventions into Life Processes: A Neglected "Environmental" Dimension of the Society-Nature Relationship. Paper to the 1. Europ. Conference of Sociology, Vienna 1992.

Fischer-Kowalski, M., Haberl, H.; Wien (1992)

Band 25

Informationsgrundlagen struktureller Ökologisierung. Beitrag zur Tagung "Strategien der Kreislaufwirtschaft: Ganzheitl. Umweltschutz/Integrated Environmental Protection", Graz 1992.

Steurer, A., Fischer-Kowalski, M.; Wien (1992)

Band 26

Stoffstrombilanz Österreich 1988.

Steurer, A.; Wien (1992)

Band 28+

Naturschutzaufwendungen in Österreich.

Gutachten für den WWF Österreich. Payer, H.; Wien (1992)

Band 29+

Indikatoren der Nachhaltigkeit für die Volkswirtschaftliche Gesamtrechnung - angewandt auf die Region.

Payer, H. (1992). In: KudlMudl SonderNr. 1992:Tagungsbericht über das Dorfsymposium "Zukunft der Region - Region der Zukunft?"

Band 31+

Leerzeichen. Neuere Texte zur Anthropologie.

Macho, T.; Wien (1993)

Band 32

Metabolism and Colonisation. Modes of Production and the Physical Exchange between Societies and Nature.

Fischer-Kowalski, M., Haberl, H.; Wien (1993)

Band 33

Theoretische Überlegungen zur ökologischen Bedeutung der menschlichen Aneignung von Nettoprimärproduktion.

Haberl, H.; Wien (1993)

Band 34

Stoffstrombilanz Österreich 1970-1990 - Inputseite.

Steurer, A.; Wien (1994)

Band 35

Der Gesamtenergieinput des Sozio-ökonomischen Systems in Österreich 1960-1991. Zur Erweiterung des Begriffes "Energieverbrauch".

Haberl, H.; Wien (1994)

Band 36

Ökologie und Sozialpolitik.

Fischer-Kowalski, M.; Wien (1994)

Band 37

Stoffströme der Chemieproduktion 1970-1990.

Payer, H., unter Mitarbeit von Zangerl-Weisz, H. und Fellinger, R.; Wien (1994)

Band 38

Wasser und Wirtschaftswachstum. Untersuchung von Abhängigkeiten und Entkoppelungen, Wasserbilanz Österreich 1991.

Hüttler, W., Payer, H. unter Mitarbeit von Schandl, H.; Wien (1994)

Band 39

Politische Jahreszeiten. 12 Beiträge zur politischen Wende 1989 in Ostmitteleuropa.

Macho, T.; Wien (1994)

Band 40

On the Cultural Evolution of Social Metabolism with Nature. Sustainability Problems Quantified.

Fischer-Kowalski, M., Haberl, H.; Wien (1994)

Band 41

Weiterbildungslehrgänge für das Berufsfeld ökologischer Beratung. Erhebung u. Einschätzung der Angebote in Österreich sowie von ausgewählten Beispielen in Deutschland, der Schweiz, Frankreich, England und europaweiten Lehrgängen.

Rauch, F.; Wien (1994)

Band 42+

Soziale Anforderungen an eine nachhaltige Entwicklung.

Fischer-Kowalski, M., Madlener, R., Payer, H., Pfeffer, T., Schandl, H.; Wien (1995)

Band 43

Menschliche Eingriffe in den natürlichen Energiefluß von Ökosystemen. Sozio-ökonomische Aneignung von Nettoprimärproduktion in den Bezirken Österreichs.

Haberl, H.; Wien (1995)

Band 44

Materialfluß Österreich 1990.

Hüttler, W., Payer, H.; Schandl, H.; Wien (1996)

Band 45

National Material Flow Analysis for Austria 1992. Society's Metabolism and Sustainable Development.

Hüttler, W., Payer, H., Schandl, H.; Wien (1997)

Band 46

Society's Metabolism. On the Development of Concepts and Methodology of Material Flow Analysis. A Review of the Literature.

Fischer-Kowalski, M.; Wien (1997)

Band 47+

Materialbilanz Chemie-Methodik sektoraler Materialbilanzen.

Schandl, H., Weisz, H. Wien (1997)

Band 48

Physical Flows and Moral Positions. An Essay in Memory of Wildavsky.

Thompson, M.; Wien (1997)

Band 49

Stoffwechsel in einem indischen Dorf. Fallstudie Merkar.

Mehta, L., Winiwarter, V.; Wien (1997)

Band 50+

Materialfluß Österreich- die materielle Basis der Österreichischen Gesellschaft im Zeitraum 1960-1995.

Schandl, H.; Wien (1998)

Band 51+

Bodenfruchtbarkeit und Schädlinge im Kontext von Agrargesellschaften.

Dirlinger, H., Fliegenschnee, M., Krausmann, F., Liska, G., Schmid, M. A.; Wien (1997)

Band 52+

Der Naturbegriff und das Gesellschaft-Natur-Verhältnis in der frühen Soziologie.

Lutz, J. Wien (1998)

Band 53+

NEMO: Entwicklungsprogramm für ein Nationales Emissionsmonitoring.

Bruckner, W., Fischer-Kowalski, M., Jorde, T.; Wien (1998)

Band 54+

Was ist Umweltgeschichte?

Winiwarter, V.; Wien (1998)

Band 55+

Agrarische Produktion als Interaktion von Natur und Gesellschaft: Fallstudie SangSaeng.

Grünbühel, C. M., Schandl, H., Winiwarter, V.; Wien (1999)

Band 56+

MFA 1996 - Implementierung der nationalen Materialflußrechnung**in die amtliche Umweltberichterstattung**

Payer, H., Hüttler, W., Schandl, H.; Wien (1998)

Band 57+

Colonizing Landscapes: Human Appropriation of Net Primary Production and its Influence on Standing Crop and Biomass Turnover in Austria.

Haberl, H., Erb, K.H., Krausmann, F., Loibl, W., Schulz, N. B., Weisz, H.; Wien (1999)

Band 58+

Die Beeinflussung des oberirdischen Standing Crop und Turnover in Österreich durch die menschliche Gesellschaft.

Erb, K. H.; Wien (1999)

Band 59+

Das Leitbild "Nachhaltige Stadt".

Astleithner, F.; Wien (1999)

Band 60+

Materialflüsse im Krankenhaus, Entwicklung einer Input-Output Methodik.

Weisz, B. U.; Wien (2001)

Band 61+

Metabolismus der Privathaushalte am Beispiel Österreichs.

Hutter, D.; Wien (2001)

Band 62+

Der ökologische Fußabdruck des österreichischen Außenhandels.

Erb, K.H., Krausmann, F., Schulz, N. B.; Wien (2002)

Band 63+

Material Flow Accounting in Amazonia: A Tool for Sustainable Development.

Amann, C., Bruckner, W., Fischer-Kowalski, M., Grünbühel, C. M.; Wien (2002)

Band 64+

Energieflüsse im österreichischen Landwirtschaftssektor 1950-1995, Eine humanökologische Untersuchung.

Darge, E.; Wien (2002)

Band 65+

Biomasseeinsatz und Landnutzung Österreich 1995-2020.

Haberl, H.; Krausmann, F.; Erb, K.H.; Schulz, N. B.; Adensam, H.; Wien (2002)

Band 66+

Der Einfluss des Menschen auf die Artenvielfalt. Gesellschaftliche Aneignung von Nettoprimärproduktion als Pressure-Indikator für den Verlust von Biodiversität.

Haberl, H., Fischer-Kowalski, M., Schulz, N. B., Plutzer, C., Erb, K.H., Krausmann, F., Loibl, W., Weisz, H.; Sauberer, N., Pollheimer, M.; Wien (2002)

Band 67+

Materialflussrechnung London.

Bongardt, B.; Wien (2002)

Band 68+

Gesellschaftliche Stickstoffflüsse des österreichischen Landwirtschaftssektors 1950-1995, Eine humanökologische Untersuchung.

Gaube, V.; Wien (2002)

Band 69+

The transformation of society's natural relations: from the agrarian to the industrial system. Research strategy for an empirically informed approach towards a European Environmental History.

Fischer-Kowalski, M., Krausmann, F., Schandl, H.; Wien (2003)

Band 70+

Long Term Industrial Transformation: A Comparative Study on the Development of Social Metabolism and Land Use in Austria and the United Kingdom 1830-2000.

Krausmann, F., Schandl, H., Schulz, N. B.; Wien (2003)

Band 72+

Land Use and Socio-economic Metabolism in Preindustrial Agricultural Systems: Four Nineteenth-century Austrian Villages in Comparison.

Krausmann, F.; Wien (2008)

Band 73+

Handbook of Physical Accounting Measuring bio-physical dimensions of socio-economic activities MFA – EFA – HANPP.

Schandl, H., Grünbühel, C. M., Haberl, H., Weisz, H.; Wien (2004)

Band 74+

Materialflüsse in den USA, Saudi Arabien und der Schweiz.

Eisenmenger, N.; Kratochvil, R.; Krausmann, F.; Baart, I.; Colard, A.; Ehgartner, Ch.; Eichinger, M.; Hempel, G.; Lehner, A.; Müllauer, R.; Nourbakhch-Sabet, R.; Paler, M.; Patsch, B.; Rieder, F.; Schembera, E.; Schieder, W.; Schmiedl, C.; Schwarzlmüller, E.; Stadler, W.; Wirl, C.; Zandl, S.; Zika, M.; Wien (2005)

Band 75+

Towards a model predicting freight transport from material flows.

Fischer-Kowalski, M.; Wien (2004)

Band 76+

The physical economy of the European Union: Cross-country comparison and determinants of material consumption.

Weisz, H., Krausmann, F., Amann, Ch., Eisenmenger, N., Erb, K.H., Hubacek, K., Fischer-Kowalski, M.; Wien (2005)

Band 77+

Arbeitszeit und Nachhaltige Entwicklung in Europa: Ausgleich von Produktivitätsgewinn in Zeit statt Geld?

Proinger, J.; Wien (2005)

Mit + gekennzeichnete Bände sind unter
<http://www.uni-klu.ac.at/socec/inhalt/1818.htm>
 im PDF-Format und in Farbe downloadbar.



Band 78+

Sozial-Ökologische Charakteristika von Agrarsystemen. Ein globaler Überblick und Vergleich.

Lauk, C.; Wien (2005)

Band 79+

Verbrauchsorientierte Abrechnung von Wasser als Water-Demand-Management-Strategie. Eine Analyse anhand eines Vergleichs zwischen Wien und Barcelona.

Machold, P.; Wien (2005)

Band 80+

Ecology, Rituals and System-Dynamics. An attempt to model the Socio-Ecological System of Trinket Island.

Wildenberg, M.; Wien (2005)

Band 81+

Southeast Asia in Transition. Socio-economic transitions, environmental impact and sustainable development.

Fischer-Kowalski, M., Schandl, H., Grünbühel, C., Haas, W., Erb, K.-H., Weisz, H., Haberl, H.; Wien (2004)

Band 83+

HANPP-relevante Charakteristika von Wanderfeldbau und anderen Langbrachesystemen.

Lauk, C.; Wien (2006)

Band 84+

Management unternehmerischer Nachhaltigkeit mit Hilfe der Sustainability Balanced Scorecard.

Zeithofer, M.; Wien (2006)

Band 85+

Nicht-nachhaltige Trends in Österreich: Maßnahmenvorschläge zum Ressourceneinsatz.

Haberl, H., Jasch, C., Adensam, H., Gaube, V.; Wien (2006)

Band 87+

Accounting for raw material equivalents of traded goods. A comparison of input-output approaches in physical, monetary, and mixed units.

Weisz, H.; Wien (2006)

Band 88+

Vom Materialfluss zum Gütertransport. Eine Analyse anhand der EU15 – Länder (1970-2000).

Rainer, G.; Wien (2006)

Band 89+

Nutzen der MFA für das Treibhausgas-Monitoring im Rahmen eines Full Carbon Accounting-Ansatzes; Feasibilitätsstudie; Endbericht zum Projekt BMLFUW-UW.1.4.18/0046-V/10/2005.

Erb, K.-H., Kastner, T., Zandl, S., Weisz, H., Haberl, H., Jonas, M.; Wien (2006)

Band 90+

Local Material Flow Analysis in Social Context in Tat Hamelt, Northern Mountain Region, Vietnam.

Hobbess, M.; Kleijn, R.; Wien (2006)

Band 91+

Auswirkungen des thailändischen logging ban auf die Wälder von Laos.

Hirsch, H.; Wien (2006)

Band 92+

Human appropriation of net primary production (HANPP) in the Philippines 1910-2003: a socio-ecological analysis.

Kastner, T.; Wien (2007)

Band 93+

Landnutzung und landwirtschaftliche Entscheidungsstrukturen. Partizipative Entwicklung von Szenarien für das Traisental mit Hilfe eines agentenbasierten Modells.

Adensam, H., V. Gaube, H. Haberl, J. Lutz, H. Reisinger, J. Breinesberger, A. Colard, B. Aigner, R. Maier, Punz, W.; Wien (2007)

Band 94+

The Work of Konstantin G. Gofman and colleagues: An early example of Material Flow Analysis from the Soviet Union.

Fischer-Kowalski, M.; Wien (2007)

Band 95+

Partizipative Modellbildung, Akteurs- und Ökosystemanalyse in Agrarintensivregionen; Schlußbericht des deutsch-österreichischen Verbundprojektes.

Newig, J., Gaube, V., Berkhoff, K., Kaldrack, K., Kastens, B., Lutz, J., Schlußmeier B., Adensam, H., Haberl, H., Pahl-Wostl, C., Colard, A., Aigner, B., Maier, R., Punz, W.; Wien (2007)

Band 96+

Rekonstruktion der Arbeitszeit in der Landwirtschaft im 19. Jahrhundert am Beispiel von Theyern in Niederösterreich.

Schaschl, E.; Wien (2007)

Band 97+

Arbeit, gesellschaftlicher Stoffwechsel und nachhaltige Entwicklung.

Fischer-Kowalski, M.; Schaffartzik, A., Wien (2007)

Band 98+

Local Material Flow Analysis in Social Context at the forest fringe in the Sierra Madre, the Philippines.

Hobbess, M., Kleijn, R. (Hrsg); Wien (2007)

Band 99+

Human Appropriation of Net Primary Production (HANPP) in Spain, 1955-2003: A socio-ecological analysis.

Schwarzlmüller, E.; Wien (2008)

Band 100+

Scaling issues in long-term socio-ecological biodiversity research: A review of European cases.

Dirnböck, T., Bezák, P., Dullinger S., Haberl, H., Lotze-Campen, H., Mirtl, M., Peterseil, J., Redpath, S., Singh, S., Travis, J., Wijdeven, S.M.J.; Wien (2008)

Band 101+

Human Appropriation of Net Primary Production (HANPP) in the United Kingdom, 1800-2000: A socio-ecological analysis.

Musel, A.; Wien (2008)

Band 102 +

Wie kann Wissenschaft gesellschaftliche Veränderung bewirken? Eine Hommage an Alvin Gouldner, und ein Versuch, mit seinen Mitteln heutige Klima-politik zu verstehen.

Fischer-Kowalski, M.; Wien (2008)

Band 103+

Sozialökologische Dimensionen der österreichischen Ernährung – Eine Szenarienanalyse.

Lackner, M.; Wien (2008)

Band 104+

Fundamentals of Complex Evolving Systems: A Primer.
Weis, E.; Wien (2008)

Band 105+

Umweltpolitische Prozesse aus diskurstheoretischer Perspektive: Eine Analyse des Südtiroler Feinstaubproblems von der Problemkonstruktion bis zur Umsetzung von Regulierungsmaßnahmen.
Paler, M.; Wien (2008)

Band 106+

Ein integriertes Modell für Reichraming. Partizipative Entwicklung von Szenarien für die Gemeinde Reichraming (Eisenwurzten) mit Hilfe eines agentenbasierten Landnutzungsmodells.
Gaube, V., Kaiser, C., Widenberg, M., Adensam, H., Fleissner, P., Kobler, J., Lutz, J., Smetschka, B., Wolf, A., Richter, A., Haberl, H.; Wien (2008)

Band 107+

Der soziale Metabolismus lokaler Produktionssysteme: Reichraming in der oberösterreichischen Eisenwurzten 1830-2000.
Gingrich, S., Krausmann, F.; Wien (2008)

Band 108+

Akteursanalyse zum besseren Verständnis der Entwicklungsoptionen von Bioenergie in Reichraming. Eine sozialökologische Studie.
Vrzak, E.; Wien (2008)

Band 109+

Direktvermarktung in Reichraming aus sozial-ökologischer Perspektive.
Zeitlhofer, M.; Wien (2008)

Band 110+

CO₂-Bilanz der Tomatenproduktion: Analyse acht verschiedener Produktionssysteme in Österreich, Spanien und Italien.
Theurl, M.; Wien (2008)

Band 111+

Die Rolle von Arbeitszeit und Einkommen bei Rebound-Effekten in Dematerialisierungs- und Dekarbonisierungsstrategien. Eine Literaturstudie.
Bruckner, M.; Wien (2008)

Band 112+

Von Kommunikation zu materiellen Effekten - Ansatzpunkte für eine sozial-ökologische Lesart von Luhmanns Theorie Sozialer Systeme.
Rieder, F.; Wien (2008)

Band 114+

Across a Moving Threshold: energy, carbon and the efficiency of meeting global human development needs.
Steinberger, J. K., Roberts, J.T.; Wien (2008)

Band 115

Towards a low carbon society: Setting targets for a reduction of global resource use.
Krausmann, F., Fischer-Kowalski, M., Steinberger, J.K., Ayres, R.U.; Wien (2010)

Band 116+

Eating the Planet: Feeding and fuelling the world sustainably, fairly and humanely - a scoping study.
Erb, K-H., Haberl, H., Krausmann, F., Lauk, C., Plutzer, C., Steinberger, J.K., Müller, C., Bondeau, A., Waha, K., Pollack, G.; Wien (2009)

Band 117+

Gesellschaftliche Naturverhältnisse: Energiequellen und die globale Transformation des gesellschaftlichen Stoffwechsels.
Krausmann, F., Fischer-Kowalski, M.; Wien (2010)

Band 118+

Zurück zur Fläche? Eine Untersuchung der biophysischen Ökonomie Brasiliens zwischen 1970 und 2005.
Mayer, A.; Wien (2010)

Band 119+

Das nachhaltige Krankenhaus: Erprobungsphase.
Weisz, U., Haas, W., Pelikan, J.M., Schmied, H., Himpelmann, M., Purzner, K., Hartl, S., David, H.; Wien (2009)

Band 120+

**LOCAL STUDIES MANUAL
A researcher's guide for investigating the social metabolism of local rural systems.**
Singh, S.J., Ringhofer, L., Haas, W., Krausmann, F., Fischer-Kowalski, M.; Wien (2010)

Band 121+

Sociometabolic regimes in indigenous communities and the crucial role of working time: A comparison of case studies.
Fischer-Kowalski, M., Singh, S.J., Ringhofer, L., Grünbühel C.M., Lauk, C., Remesch, A.; Wien (2010)

Band 122+

Klimapolitik im Bereich Gebäude und Raumwärme. Entwicklung, Problemfelder und Instrumente der Länder Österreich, Deutschland und Schweiz.
Jöbstl, R.; Wien (2012)

Band 123+

Trends and Developments of the Use of Natural Resources in the European Union.
Krausmann, F., Fischer-Kowalski, M., Steinberger, J.K., Schaffartzik, A., Eisenmenger, N., Weisz, U.; Wien (2011)

Band 125+

Raw Material Equivalents (RME) of Austria's Trade.
Schaffartzik, A., Eisenmenger, N., Krausmann, F., Weisz, H.; Wien (2013)

Band 126+

Masterstudium "Sozial- und Humanökologie": Selbstevaluation 2005-2010.
Schmid, M., Mayer A., Miechtner, G.; Wien (2010)

Band 127+

Bericht des Zentrums für Evaluation und Forschungsberatung (ZEF). Das Masterstudium „Sozial- und Humanökologie“.
Mayring, P., Fenzl, T.; Wien (2010)

Band 128+

Die langfristigen Trends der Material- und Energieflüsse in den USA in den Jahren 1850 bis 2005.
Gierlinger, S.; Wien (2010)

Band 129+

Die Verzehrssteuer 1829 – 1913 als Grundlage einer umwelthistorischen Untersuchung des Metabolismus der Stadt Wien. Hauer, F.; Wien (2010)



Band 130+

Human Appropriation of Net Primary Production in South Africa, 1961- 2006. A socio-ecological analysis.
Niedertscheider, M.; Wien (2011)

Band 131+

The socio-metabolic transition. Long term historical trends and patterns in global material and energy use.
Krausmann, F.; Wien (2011)

Band 132+

„Urlaub am Bauernhof“ oder „Bauernhof ohne Urlaub“? Eine sozial-ökologische Untersuchung der geschlechtsspezifischen Arbeitsteilung und Zeitverwendung auf landwirtschaftlichen Betrieben in der Gemeinde Andelsbuch, Bregenzerwald.
Winder, M.; Wien (2011)

Band 133+

Spatial and Socio-economic Drivers of Direct and Indirect Household Energy Consumption in Australia.
Wiedenhofer, D.; Wien (2011)

Band 134+

Die Wiener Verzehrungssteuer. Auswertung nach einzelnen Steuerposten (1830 – 1913).
Hauer, F.,
Gierlinger, S., Nagele, C., Albrecht, J., Uschmann, T.,
Martsch, M.; Wien (2012)

Band 135+

Zeit für Veränderung? Über die geschlechtsspezifische Arbeitsteilung und Zeitverwendung in landwirtschaftlichen Betrieben und deren Auswirkungen auf Landnutzungsveränderungen in der Region „Westlicher Wienerwald“. Eine sozial-ökologische Untersuchung.
Madner, V.; Wien (2013)

Band 136+

The Impact of Industrial Grain Fed Livestock Production on Food Security: an extended literature review.
Erb, K-H., Mayer, A., Kastner, T., Sallet, K-E., Haberl, H.;
Wien (2012)

Band 137+

Human appropriation of net primary production in Africa: Patterns, trajectories, processes and policy implications.
Fetzel, T., Niedertscheider, M., Erb, K-H., Gaube, V.,
Gingrich, S., Haberl, H., Krausmann, F., Lauk, C., Plutzer,
C.; Wien (2012)

Band 138+

VERSCHMUTZT – VERBAUT – VERGESSEN: Eine Umweltgeschichte des Wienflusses von 1780 bis 1910.
Pollack, G.; Wien (2013)

Band 139+

Der Fleischverbrauch in Österreich von 1950-2010. Trends und Drivers als Zusammenspiel von Angebot und Nachfrage.
Willerstorfer, T.; Wien (2013)

Band 140+

Veränderungen im sektoralen Energieverbrauch ausgewählter europäischer Länder von 1960 bis 2005.
Draxler, V.; Wien (2014)

Band 141+

Wie das ERP (European Recovery Program) die Entwicklung des alpinen, ländlichen Raumes in Vorarlberg prägte.
Groß, R.; Wien (2013)

Band 142+

Exploring local opportunities and barriers for a sustainability transition on a Greek island.
Petridis, P., Hickisch, R., Klimek, M., Fischer, R., Fuchs, N.,
Kostakiotis, G., Wendland, M., Zipperer, M., Fischer-
Kowalski, M.; Wien (2013)

Band 143+

Climate Change Mitigation in Latin America: A Mapping of Current Policies, Plans and Programs.
Ringhofer, L., Singh, S.J., Smetschka, B.; Wien (2013)

Band 144+

Arbeitszeit und Energieverbrauch: Grundsatzfragen diskutiert an der historischen Entwicklung in Österreich.
Weisz, U., Possanner, N.; Wien (2013)

Band 145+

Barrieren und Chancen für die Realisierung nachhaltiger Mobilität. Eine Analyse der Zeitabhängigkeit von Mobilitätsmustern am Beispiel von Krems/Donau.
Gross, A.; Wien (2013)

Band 147+

The rise of the semi-periphery: A physical perspective on the global division of labour. Material flow analysis of global trade flows (1970-2005).
Loy, C.; Wien (2013)

Band 148+

Historische Energietransitionen im Ländervergleich. Energienutzung, Bevölkerung, Wirtschaftliche Entwicklung.
Pallua, I.; Wien (2013)

Band 149+

Socio-Ecological Impacts of Land Grabbing for Nature Conservation on a Pastoral Community: A HANPP-based Case Study in Oloolosokwan Village, Northern Tanzania.
Bartels, L. E.; Wien (2014)

Band 150+

Teilweise waren Frauen auch Traktorist. Geschlechtliche Arbeitsteilung in landwirtschaftlichen Betrieben Ostdeutschlands heute – Unterschiede in der biologischen und konventionellen Bewirtschaftung.
Fehlinger, J.; Wien (2014)

Band 151+

Economy-wide Material Flow Accounting Introduction and guide. Version 1.2
Krausmann, F., Weisz, H., Schütz, H., Haas, W.,
Schaffartzik, A.; Wien (2018)

Band 152+

Large scale societal transitions in the past. The Role of Social Revolutions and the 1970s Syndrome.
Fischer-Kowalski, M., Hausknot, D. (Editors); Wien (2014)

Band 153+

Die Anfänge der mineralischen Düngung in Österreich-Ungarn (1848-1914).
Mayrhofer, I.; Wien (2014)

Band 154+

Environmentally Extended Input-Output Analysis.
Schaffartzik, A., Sachs, M., Wiedenhofer, D., Eisenmenger,
N.; Wien (2014)

Band 155+

Rural Metabolism: Material flows in an Austrian village in 1830 and 2001.
Haas, W., Krausmann, F.; Wien (2015)

Band 156+

A proposal for a workable analysis of Energy Return On Investment (EROI) in agroecosystems. Part I: Analytical approach.

Tello, E., Galán, E., Cunfer, G., Guzmán-Casado, G.I., Gonzales de Molina, M., Krausmann, F., Gingrich, S., Sacristán, V., Marco, I., Padró, R., Moreno-Delgado, D.; Wien (2015)

Band 157+

Auswirkungen des demographischen Wandels auf die Landwirtschaft und Landnutzung in der LEADER Region Mostviertel-Mitte.

Riegler, M.; Wien (2014)

Band 158+

Ökobilanzierung im Zierpflanzenbau. Treibhausgasemissionen der Produktion von Zierpflanzen am Beispiel eines traditionellen Endverkaufsbetriebs in Österreich.

Wandl, M. T.; Wien (2015)

Band 159+

CO₂-Emissionen und Ressourcennutzung im Bergtourismus. Zur Frage der nachhaltigen Bewirtschaftung einer alpinen Schutzhütte und des Carbon Footprint ihrer Gäste.

Fink, R.; Wien (2015)

Band 160+

Social Multi-Criteria Evaluation (SMCE) in Theory and Practice: Introducing the software OPTamos.

Singh, S. J., Smetschka, B., Grima, N., Ringhofer, L., Petridis, P., Biely, K.; Wien (2016)

Band 161+

„Und dann war das Auto auch wieder weg“ – Biografische Betrachtung autofreier Mobilität.

Sattlegger, L.; Wien (2015)

Band 162+

Die Konstruktion von traditional ecological knowledge: Eine kritische Analyse wissenschaftlicher Umwelt- und Naturschutzdiskurse.

Andrej, M.; Wien (2015)

Band 163+

Stickstoffflüsse von der landwirtschaftlichen Produktion bis zum Lebensmittelverzehr in Österreich von 1965 bis 2010.

Sinnhuber, L.; Wien (2015)

Band 164+

Socio-ecological Impacts of Brick Kilns in the Western Ghats: A socio-metabolic Analysis of small-scale Brick Industries in the Mumbai Metropolitan Region, Maharashtra, India.

Noll, D.; Wien (2015)

Band 165+

Wachsende Fahrradnutzung in Wien und ihre Relevanz für Klima und Gesundheit.

Maier, P.; Wien (2015)

Band 166+

Auswirkungen von Krieg und Besetzung auf die Ressourcennutzung auf dem Truppenübungsplatz Döllersheim/Allentsteig in den Jahren 1938-1957.

Mittas, S.; Wien (2016)

Band 167+

Zwischen Kolonie und Provinz. Herrschaft und Planung in der Kameralprovinz Temeswarer Banat im 18. Jahrhundert.

Veichtlbauer, O.; Wien (2016)

Band 168+

The Relevance of Governance Quality for Sustainable Resource Use. Greece as a Case Study.

Kolar, J.; Wien (2016)

Band 169+

Environmental Conflicts in Austria from 1950 to 2015

Wendering, S.; Wien (2016)

Band 170+

Die sozial-ökologischen Auswirkungen der Palmölproduktion in ländlichen Gemeinden. Eine regionale Materialflussanalyse in der Mikroregion Tomé-Açu, Brasilien.

Kottusch, C.; Wien (2016)

Band 171+

Die Versorgung der Zivilbevölkerung mit Lebensmitteln und Ersatzlebensmitteln während des Ersten Weltkriegs.

Hallwirth, L.; Wien (2016)

Band 172+

Erntenebenprodukte als Ressource. Produktionsmengen, Verwendung und Nutzungspotentiale von Erntenebenprodukten des Zuckerrohrs.

Buchberger, A.; Wien (2017)

Band 173+

Ernährungsempfehlungen in Österreich. Analyse von Webinhalten der Bundesministerien BMG und BMLFUW hinsichtlich Synergien zwischen gesunder und nachhaltiger Ernährung.

Bürger, C.; Wien (2017)

Band 174+

Kraftwerke, Flussbäder und Hochwässer. Eine Umweltgeschichte des mittleren Kamp ab 1890.

Spitzbart-Glasl, C.; Wien (2018)

Band 175+

Von Überlebensstrategie zur biologischen Landwirtschaft. Eine HANPP-Analyse des Landnutzungswandels in Montenegro von 1962 bis 2011.

Koppensteiner, S.; Wien (2018)