



NUWI[©]

Institut für
Nutztier-
wissenschaften

SalzburgMilch

Forschungsbericht ÖKOSYST

**„Ökobilanzen und Ökosystemleistungen grünlandbasierter
Milcherzeugung“ für die SalzburgMilch GmbH**

Kurzfassung des Endberichts, Januar 2024

Autoren

DI Martin Seiringer

Dr. Stefan Hörtenhuber

Univ. Prof. Dr. Werner Zollitsch

Zusammenfassung

Die landwirtschaftliche Produktion von Kuhmilch wird häufig aufgrund der relativ hohen Emissionen von Treibhausgasen kritisiert. Gleichzeitig erfüllen die Produktion von hochwertigen Lebensmitteln und die Erhaltung der Kulturlandschaft wichtige Funktionen der Landwirtschaft. Diese verschiedenen Aspekte miteinander zu vereinbaren, stellt eine große Herausforderung dar. Vor diesem Hintergrund wurden im Projekt „ÖKO SYST“ in Zusammenarbeit mit der SalzburgMilch GmbH und 91 landwirtschaftlichen Betrieben deren Umweltwirkungen, Lebensmittelkonversionseffizienz (LKE), Ökosystemleistungen (ÖSL) sowie Indikatoren zur Lebenszufriedenheit erhoben. Die Umweltwirkungen Treibhauspotential (GWP_{100}), fossiler Energiebedarf, marine Eutrophierung, terrestrische Versauerung und Landbedarf wurden mit Ökobilanzierungen ermittelt, die größtenteils den Empfehlungen des IDF (2022) folgen. Die Berechnung der LKE erfolgte nach Ertl et al. (2016). Die ÖSL wurden anhand der Literatur ausgewählt und mit digitalen Karten, eigenen Modellierungen und Datenauswertungen ermittelt. Die Lebenszufriedenheit sowie die Zufriedenheit mit landwirtschaftsspezifischen Aspekten wurde mit standardisierten Fragebögen (Ganglmair-Wooliscroft und Wooliscroft 2019; Hörtenhuber et al. 2013) erhoben.

Die Ergebnisse zeigen, dass die Betriebe der SalzburgMilch GmbH bei wichtigen Betriebsparametern wie Milchleistung, Krafffuttereinsatz und Erschwernispunkten stark streuen. Das GWP_{100} je kg energiekorrigierter Milch (ECM) sinkt mit zunehmender Milchleistung, wobei dieser Effekt ab ca. 7000 kg ECM pro Kuh und Jahr deutlich geringer ist. Unter Berücksichtigung des moderaten Leistungsniveaus ist im Vergleich mit der Literatur das GWP_{100} je kg ECM relativ niedrig. Hohe Krafffuttereffizienz und Weideanteile sind Faktoren, die dazu beitragen. Im Gegensatz zum GWP_{100} nimmt die marine Eutrophierung je kg ECM bei höheren Milchleistungen zu. Der kumulierte fossile Energiebedarf und die terrestrische Versauerung sind weniger abhängig von der Milchleistung und zeigen geringe Unterschiede zwischen verschiedenen Milchsorten. Der Landbedarf ist stark von der Produktivität des Standorts beeinflusst – in Gunstlagen liegt dieser deutlich niedriger als in Berggebieten. Die LKE ist aufgrund von geringem Krafffutter- und Silomaiseinsatz vergleichsweise hoch.

Hinsichtlich vieler ÖSL schneiden Dauerwiesen, insbesondere bei extensiver Bewirtschaftung, vergleichsweise günstig ab. Das betrifft das Trinkwasserbereitstellungspotential, die Pflanzenvielfalt, den Erosionsschutz, die Kohlenstoffspeicherung und das Freizeitaktivitätspotential. Extensive Flächen weisen jedoch eine geringere Biomasseproduktion auf, diese ist beim Silomais am höchsten. Wenige Betriebe weisen N-Überschüsse auf, welche das Trinkwasserpotential stark reduzieren. Die Ursachen liegen dabei in hohem Viehbesatz und Zukauf von stickstoffhaltigen Dünge- und Futtermitteln. Im nationalen Vergleich wird ersichtlich, dass die SalzburgMilch-

Betriebe hinsichtlich Kohlenstoffspeicherung, Natürlichkeitsgrad und Naherholungspotential leicht über der österreichischen Milchproduktion, und deutlich über den Werten für die durchschnittliche landwirtschaftliche Fläche liegen. Dabei spielen auch naturräumliche Gegebenheiten, wie die Nähe zu Gebirgen, Klima und geologische Bedingungen eine wichtige Rolle.

Unter den Betriebsleiter*innen der Projektbetriebe scheint die Lebenszufriedenheit sehr hoch zu sein, wobei Zukunfts-Sicherheit, Bürokratie und Management sowie Arbeitsumfang und Einkommen von den Betriebsleiter*innen weniger positiv bewertet werden. Zur Förderung der Nachhaltigkeit sollten sowohl die Betriebe als auch ÖSL gestärkt werden.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung und Ziele des Projektes	1
2	Material und Methoden.....	1
2.1	Auswahl der Projektbetriebe.....	1
2.2	Ökobilanzierung und Lebensmittelkonversionseffizienz.....	2
2.3	Ökosystemleistungen	3
2.4	Nationale und internationale Vergleiche von LCA, LKE und ÖSL	4
2.5	Erhebung zur sozialen Dimension der Nachhaltigkeit.....	5
3	Ergebnisse und Diskussion	5
3.1	Ökobilanzergebnisse der Rohmilcherzeugung nach Milchsorten.....	6
3.1.1	Klimawirkung (Treibhauspotential GWP_{100})	6
3.1.2	Kumulierter fossiler Energieverbrauch.....	8
3.1.3	Marines Eutrophierungspotential	9
3.1.4	Terrestrische Versauerung	10
3.1.5	Landbedarf.....	11
3.2	Lebensmittelkonversionseffizienz	12
3.3	Internationaler Vergleich für LCA und LKE	14
3.4	Ergebnisse der Ökosystemleistungsbewertung	16
3.4.1	Biomasseproduktion.....	17
3.4.2	Trinkwasserpotential	18
3.4.3	Erosionsschutz.....	19
3.4.4	Kohlenstoffspeicher.....	20
3.4.5	Biodiversität	21
3.4.6	Freizeitaktivitätspotential	23
3.5	Nationaler Vergleich ÖSL.....	23
3.6	Ergebnisse sozialer Indikatoren.....	26
4	Schlussfolgerungen.....	29
	Danksagung	30
	Literatur.....	31

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Prozentuelle Milchanlieferung nach Gemeinde	1
Abbildung 2: Sortenvergleich Milchleistung	5
Abbildung 3: Sortenvergleich Kraffuttereinsatz	6
Abbildung 4: Sortenvergleich Treibhauspotential.....	7
Abbildung 5: Zusammenhang Treibhauspotential und Milchleistung.....	8
Abbildung 6: Sortenvergleich Kumulierter fossiler Energiebedarf	9
Abbildung 7: Sortenvergleich Marines Eutrophierungspotential	10
Abbildung 8: Sortenvergleich Terrestrisches Versauerungspotential	11
Abbildung 9: Sortenvergleich Landbedarf	12
Abbildung 10: Sortenvergleich LKE Protein	13
Abbildung 11: Zusammenhang LKE Protein und Milchleistung.....	14
Abbildung 12: Internationaler Vergleich Treibhauspotential je kg Milch	15
Abbildung 13: Internationaler Vergleich LKE Protein	16
Abbildung 14: Zusammensetzung der betriebseigenen Fläche in m ² je kg Milch	17
Abbildung 15: Biomasseproduktion nach Schlagnutzungsart.....	18
Abbildung 16: Trinkwasserbereitstellungspotential nach Schlagnutzungsart	19
Abbildung 17: Sortenvergleich Erosionsindikator.....	20
Abbildung 18: Boxplot Kohlenstoffspeicherung nach Schlagnutzungsart,.....	21
Abbildung 19: Pflanzenartenvielfalt nach Schlagnutzungsart.....	22
Abbildung 20: Naturdistanz nach Schlagnutzungsart.....	22
Abbildung 21: Freizeitaktivitätspotential nach Schlagnutzungsart.....	23
Abbildung 22: Nationaler Vergleich für Bodenkohlenstoffspeicher in den obersten 30 cm	24
Abbildung 23: Vergleich Natürlichkeitsgrad auf österreichischen LNF	25
Abbildung 24: Vergleich Freizeitaktivitätspotential auf österreichischen LNF	25
Abbildung 25: Vergleich Bodenabtrag durch Erosion auf österreichischen LNF.....	26
Abbildung 26: Mittelwerte zu einzelnen Fragen der Short Flourishing Scale.....	27
Abbildung 27: Mittlere Zufriedenheit mit innerbetrieblichen Aspekten	28

Abbildungsverzeichnis

Tabelle 1: Tatsächliche Zusammensetzung der Stichprobe nach Anmeldung	2
Tabelle 2: Umweltwirkungskategorien und verwendete Methoden	3
Tabelle 3: ÖSL, Einheiten und Literatur zur Methode	3

1 Einleitung und Ziele des Projektes

Die Milchwirtschaft findet sich häufig in der Kritik (Hayek et al. 2021; Steinfeld et al. 2006; Theurl et al. 2020). Zentrale Punkte sind dabei häufig die Emission von Treibhausgasen sowie die ineffiziente Verfütterung potentieller Lebensmittel. Diese angeführten Kritikpunkte werden meist in Bezug auf die globale Tierhaltung bzw. Milchkuhhaltung formuliert. Dem ist entgegenzustellen, dass die grünlandbasierte Milchwirtschaft, wie sie im alpinen Raum Österreichs zu finden ist, bereits seit ca. 1000 Jahren praktiziert wird und die Kulturlandschaft geprägt hat. Wiederkäuer sind in der Lage, die für den Menschen nicht nutzbare Biomasse von Dauerwiesen in hochwertige Lebensmittel umzuwandeln. Nichtsdestoweniger ist auch die österreichische Landwirtschaft von globalen Herausforderungen betroffen.

Vor diesem Hintergrund soll in diesem Projekt analysiert werden, welche Umweltwirkungen mit der Produktion SalzburgMilch verbunden sind. Darüber hinaus werden auch Ökosystemleistungen (ÖSL) analysiert, die auf den für die Milchproduktion verwendeten, landwirtschaftlichen Nutzflächen (LNF) bereitgestellt werden. Zusätzlich werden auch soziale Dimensionen der Nachhaltigkeit, wie Indikatoren zur Lebenszufriedenheit von Landwirt*innen, erhoben.

2 Material und Methoden

Abbildung 1 zeigt die prozentuelle Anlieferung der gesamten Milch je Gemeindegebiet. Die SalzburgMilch wird von Betrieben beliefert, deren Flächen in den Bundesländern Salzburg, Oberösterreich und Steiermark liegen. Aus der Darstellung wird ersichtlich, dass ein Großteil der Milch aus dem nahegelegenen Flachgau und angrenzenden Gemeinden stammt. Darüber hinaus lässt sich aus dieser Karte ablesen, dass die Milch sowohl in Gunstlagen als auch im alpinen Gebiet produziert wird.

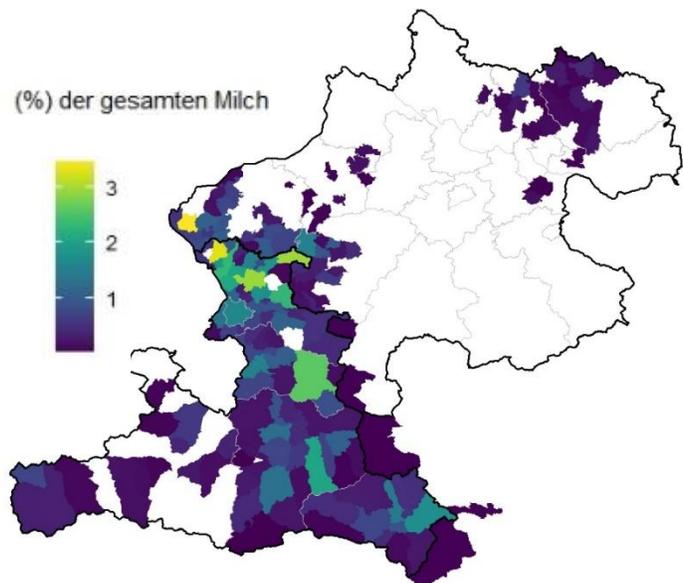


Abbildung 1: Prozentuelle Milchanlieferung nach Gemeinde

2.1 Auswahl der Projektbetriebe

Für eine möglichst repräsentativen Auswahl der Betriebe für die gesamte SalzburgMilch wurde eine geschichtete Stichprobe gezogen. Folgende drei Kenngrößen dienten zur Schichtbildung:

Milchmenge je ha Betriebsfläche, Anzahl der Kühe und Erschwernispunktegruppe. Betriebe mit geringen Liefermengen (kumuliert die unteren 5% je Milchsorte) und Milchleistungen <3000 kg/Kuh/Jahr wurden ausgeschlossen. Daraus ergeben sich die in Tabelle 1 angeführten acht Schichten. Die Zielstichprobe von 100 Betrieben wurde auf Basis der Variabilität der Betriebe in der Grundgesamtheit auf die Milchsorten und Schichten aufgeteilt. Die etwas abweichende finale Anzahl von analysierten Betrieben je Schicht sind in Klammer angeführt.

Tabelle 1: Tatsächliche Zusammensetzung der Stichprobe nach Anmeldung

Milchsorte	rechts: Schicht unten: Anzahl	Berg extensiv groß	Berg extensiv klein	Berg intensiv groß	Berg intensiv klein	Tal extensiv groß	Tal extensiv klein	Tal intensiv groß	Tal intensiv klein
Sorte A	20 (19)	1 (-)	3 (2)	-	1 (1)	3 (5)	- (3)	6 (5)	3 (3)
Sorte B	24 (22)	3 (2)	6 (6)	4 (4)	3 (2)	2 (2)	1 (1)	4 (4)	1 (1)
Sorte C	30 (25)	1 (1)	5 (4)	1 (2)	2 (2)	3 (2)	6 (2)	11 (10)	2 (2)
Sorte D	12 (11)	-	-	-	-	2 (1)	4 (4)	4 (4)	2 (2)
Sorte E	14 (14)	-	1 (1)	-	-	2 (1)	4 (6)	5 (4)	2 (2)

2.2 Ökobilanzierung und Lebensmittelkonversionseffizienz

Das Ziel der Ökobilanz ist die Erhebung des Status quo zu Umweltwirkungen auf den landwirtschaftlichen Betrieben. Bei diesen Berechnungen wurde die Systemgrenze mit „Cradle-to-Farmgate“ festgelegt, das heißt, sie umfasst alle Prozesse von Futtermittelherstellung inklusive Zukaufsfutter, den dafür nötigen Betriebsmittel- und Maschineneinsatz sowie die bei der Tierhaltung und Feldbewirtschaftung auftretenden relevanten Emissionen und Umweltwirkungen. In der vorliegenden Untersuchung wurde ein kg energiekorrigierte Milch (ECM), berechnet nach IDF (2022), sowie ein ha als funktionale Einheit gewählt. Die Allokation erfolgte nach Ineichen et al. (2022).

Datengrundlage stellten InVeKos, AMA, Lieferdaten der SalzburgMilch und Angaben der Landwirt*innen in einem Online-Fragebogen dar. Die Emissionen an Treibhausgasen und Stickstoffverbindungen wurden entsprechend dem Österreichischen Nationalen Inventar (UBA 2021) berechnet. Der Energiebedarfs (Gruber et al. 2021) und die enterische Fermentation der Milchkühe (Niu et al. 2018) wurde nach aktuelleren Forschungsergebnissen abgeschätzt. Die Futterqualitäten wurden aus Tabellen (Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft 2021; Resch et al. 2017) entnommen. Umweltwirkungen durch Energieverbrauch, Maschineneinsatz, Gebäudebestand und zugekaufte Betriebsmittel wie Zukaufsfutter, Einstreu und Düngemittel wurden mittels der ecoinvent Datenbank (Wernet et al. 2016) inkludiert. Die Wirkungsabschätzung wurde für die folgenden Wirkungskategorien vorgenommen (siehe Tabelle 2).

Tabelle 2: Umweltwirkungskategorien und verwendete Methoden

Umweltwirkungskategorie	Einheit	Literaturquelle
Treibhauspotential (GWP ₁₀₀)	kg CO ₂ -eq	IPCC (2021)
Kumulierter fossiler Energieverbrauch	MJ	Environmental Footprint 3.0
Terrestrische Versauerung	kg SO ₂ -eq	Huijbregts et al. (2017)
Marine Eutrophierung	kg N-eq	Huijbregts et al. (2017)
Landbedarf	m ² * Jahre	Environmental Prices (CE Delft 2018)

Neben den genannten Umweltwirkungen wurde die Lebensmittelkonversionseffizienz (LKE) berechnet (Ertl et al. 2015; Ertl et al. 2016). Sie beschreibt das Verhältnis zwischen den in tierischen Produkten erzeugten Protein- bzw. Energiemengen zu den potentiell für die Humanernährung geeigneten Protein- bzw. Energiemengen in den verfütterten Rationen. Für die LKE Protein wurde eine Korrektur auf Basis der Gehalte an essentiellen Aminosäuren vorgenommen (Ertl et al. 2016).

2.3 Ökosystemleistungen

ÖSL beschreiben die direkten und indirekten Beiträge von Ökosystemen zum menschlichen Wohlergehen. Aufgrund ihrer Relevanz laut Literatur (Schaller et al. 2018; Tasser et al. 2020) wurden die in Tabelle 3 dargestellten ÖSL für die Untersuchung ausgewählt sind (*kursiv und grau* = Ergebnisse nicht im Kurzbericht enthalten). Die Erhebung der ÖSL erfolgte nur für die Flächen, die der Betrieb selbst bewirtschaftet. Die Klassifizierung der ÖSL erfolgte nach CICES V5.1 (Haines-Young und Potschin 2018).

Tabelle 3: ÖSL, Einheiten und Literatur zur Methode

Bereitstellende ÖSL	
Biomasseproduktion (CICES Code 1.1.1.1)	t TM / ha
<i>Lebensmittelproduktion (CICES Code 1.1.3.1)</i>	<i>kg ECM / ha</i>
Trinkwasserpotential (CICES Code 4.2.2.1)	Liter / ha
Regulierende ÖSL	
Erosionsvermeidung (CICES Code 2.2.1.1)	Indikator = 100 / (1+ Bodenabtrag in t/ha)
<i>Verdunstungskühlung (CICES Code 2.2.6.2)</i>	<i>kWh / m², durch Evapotranspiration</i>
Kohlenstoffspeicherung (CICES Code 2.2.4.2).	t Bodenkohlenstoff / ha (oberste 30 cm)
Förderung von Biodiversität (CICES Code 2.2.2.3)	Pflanzenarten pro 100 m ² , Naturdistanz
Kulturelle ÖSL	
Freizeitaktivitätspotential (CICES Code 3.1.1.1)	Indikator (0-100) nach Schirpke et al. (2018)
<i>Erlebnispotential (CICES Code 3.1.1.2)</i>	<i>Indikator (0-5) nach Tasser et al. (2020)</i>

Die Berechnung der Biomasseproduktion ergibt sich aus der Betrieblichen Futtermittelbilanz. Das Trinkwasserpotential wurde aus der Differenz zwischen Niederschlag und der mittels Satellitendaten geschätzten Evapotranspiration (Dujakovic 2023) berechnet. Die Erosionsvermeidung wurde durch einen Indikator abgebildet, der auf der Basis des Bodenabtrags (Strauss et al. 2020), angegeben in t/ha, berechnet wird. Dafür wurde die folgende Formel angewendet:

$$\text{Erosionsindikator} = \frac{100}{1 + \text{Bodenabtrag}}$$

Die Bodenkohlenstoffspeicherung (Baumgarten et al. 2021) und das Freizeitaktivitätspotential (Schirpke et al. 2018) wurden schlagspezifisch aus digitalen Karten ausgelesen. Für die Biodiversität wurden zwei Indikatoren berechnet: die Pflanzenvielfalt ja Schlagnutzungsart nach dem Datensatz aus Dullinger et al. (2020) und die Naturdistanz (Rüdisser et al. 2012), die ein Maß für die menschliche Beeinflussung von Ökosystemen darstellt.

2.4 Nationale und internationale Vergleiche von LCA, LKE und ÖSL

Um die Ergebnisse der Ökobilanzierung einordnen zu können, wurden drei typische Milchproduktions-Systeme aus Österreich, Deutschland und Dänemark auf Basis der nationalen Inventare modelliert (Umweltbundesamt Österreich (2021), Umweltbundesamt Deutschland (2022; <https://unfccc.int/documents/461930>) und Nielsen et al. (2022; <https://unfccc.int/documents/461943>). Zur besseren Vergleichbarkeit wurden die Feldemissionen nicht selbst modelliert, sondern über die Datensätze zur Futterproduktion abgebildet. Aufgrund der eingeschränkten Informationen erfolgte die Abschätzung der Umweltwirkungen lediglich für das GWP₁₀₀ und die LKE.

Der Vergleich von ÖSL erfolgte aufgrund der Datenverfügbarkeit mit der Milchproduktion in Österreich und der gesamten LNF in Österreich. Die Filterung der Betriebe für Gesamtösterreich erfolgte in gleicher Weise wie für die Betriebe der vorliegenden Untersuchung (in Kapitel 2.1 beschrieben). Für die ÖSL-Indikatoren aus den digitalen Karten wurden nach Katastralgemeindegrenzen Mittelwerte je Schlagnutzungsart laut InVeKos gebildet. Diese Mittelwerte wurden dann zu den Flächen der Milchbetriebe in der jeweiligen Katastralgemeinde zugeordnet. Da diese Vergleiche nur auf Basis von Karten oder gut abgesicherten Literaturdaten möglich sind, wurden sie eingeschränkt auf die ÖSL Bodenkohlenstoffspeicherung (Baumgarten et al. 2021), Erosionsminderung (Strauss et al. 2020), Naherholungspotential (Schirpke et al. 2018) und den Natürlichkeitsgrad. Der Natürlichkeitsgrad basiert auf der Naturdistanz nach Rüdisser et al. (2012) und wurde durch die folgende Formel berechnet.

$$\text{Natürlichkeitsgrad} = 100\% * (1 - \text{Naturdistanz})$$

2.5 Erhebung zur sozialen Dimension der Nachhaltigkeit

Zur Analyse der sozialen Situation wurden einige bereits in anderen Forschungsarbeiten eingesetzte Fragebögen angewandt. Die Lebenszufriedenheit wurde mit dem Personal Wellbeing Index (PWI) (Cummins et al. 2003) und der Short Flourishing Scale (SFS) (Diener et al. 2010) erhoben. Außerdem wurden landwirtschaftsspezifische Aspekte abgefragt, die die Zufriedenheit mit der betrieblichen Situation betreffen (Hörtenhuber et al. 2013; Scheurich et al. 2021).

3 Ergebnisse und Diskussion

Die folgenden zwei Grafiken (Abbildung 2 und Abbildung 3) geben Einblick in die Produktionsintensität der Betriebe, aufgeschlüsselt nach Milchsorten. Sie zeigen ein sehr ähnliches Muster: die Sorte C weist die höchsten Milchleistungen je Kuh und den höchsten Kraffuttereinsatz auf. Die Sorten A und E dagegen zeigen eher geringere Werte bei diesen beiden Parametern. Sorte B liegt jeweils dazwischen und zeigt bei der Milchleistung je Kuh eine hohe Schwankungsbreite, während dies beim Kraffuttereinsatz pro kg Milch weniger der Fall ist. Sorte D zeigt das auffälligste Muster; die Milchleistungen sind die zweithöchsten, während der Kraffuttereinsatz recht gering ist. Dies weist auf hohe Grundfutterqualität und günstige Standortbedingungen hin.

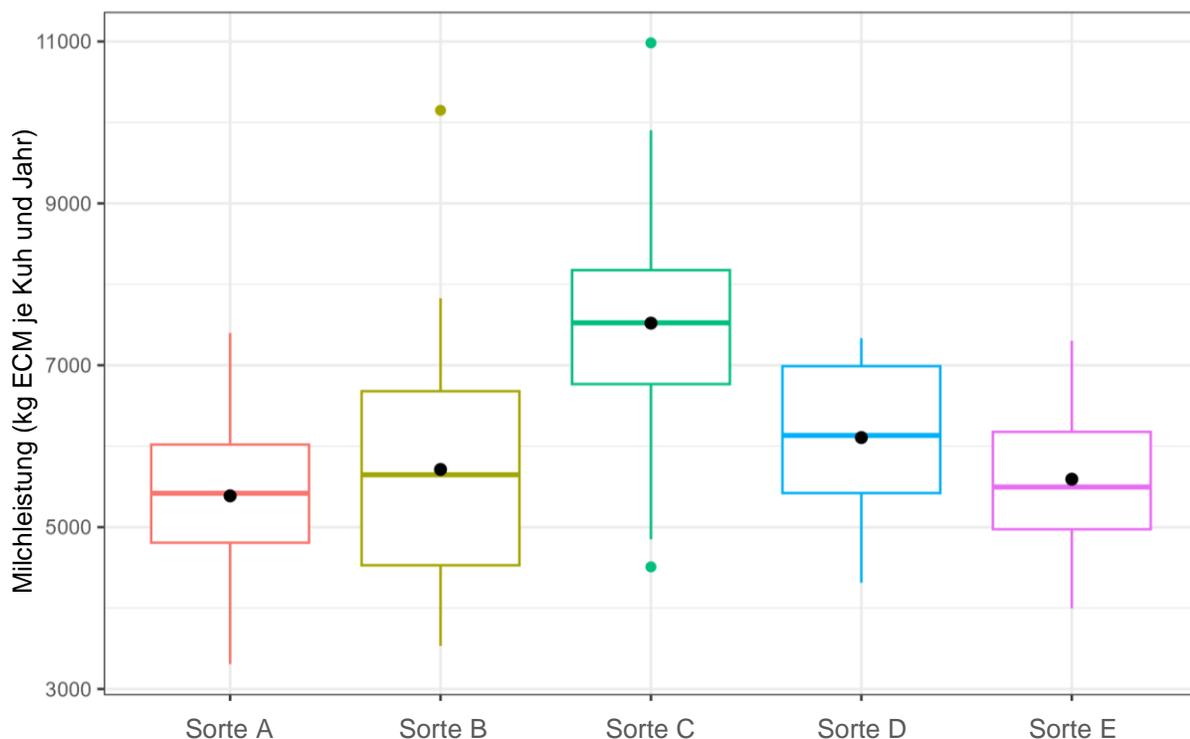


Abbildung 2: Sortenvergleich Milchleistung

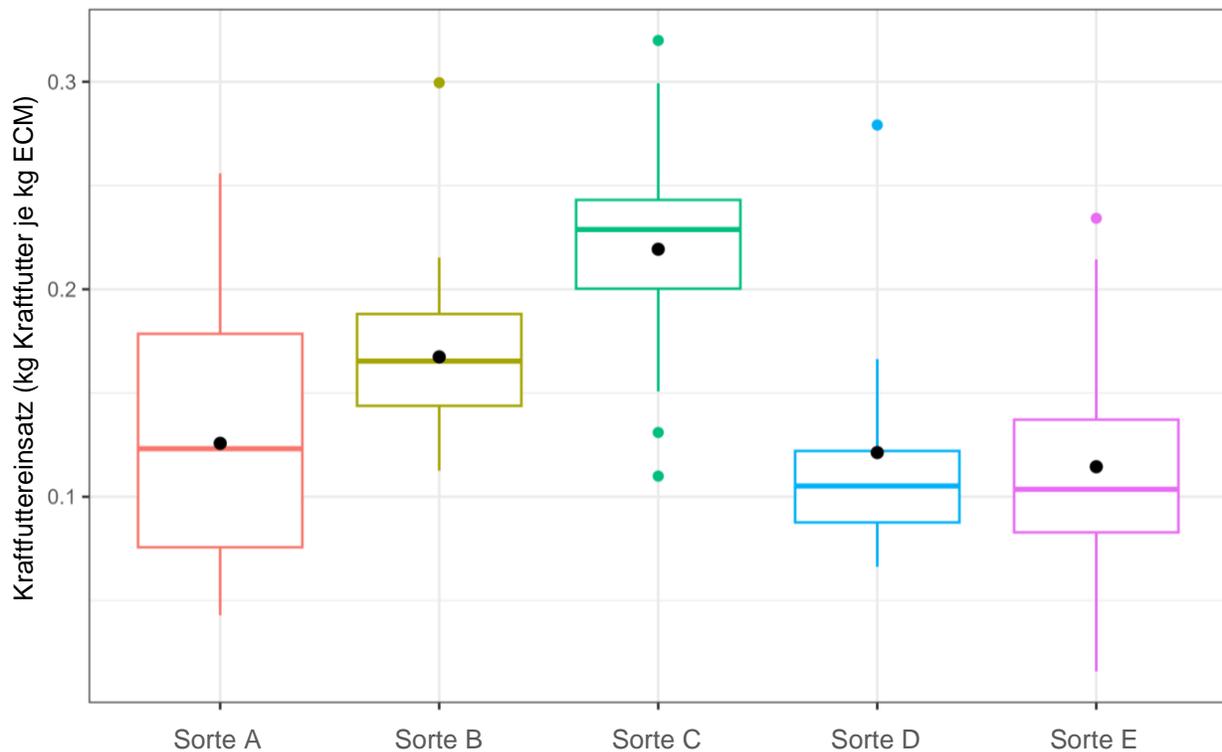


Abbildung 3: Sortenvergleich Krafffuttereinsatz

3.1 Ökobilanzergebnisse der Rohmilcherzeugung nach Milchsorten

3.1.1 Klimawirkung (Treibhauspotential GWP_{100})

Die wichtigsten Beiträge zu Klimawirkung sind Methan aus enterischer Fermentation und in weniger bedeutender Rolle aus dem Wirtschaftsdüngermanagement, sowie Lachgasemissionen aus den Böden durch die Ausbringung von stickstoffhaltigen Düngemitteln, Verbrennen von fossilen Energieträgern am Betrieb und die Bereitstellung von Zukaufsfuttermitteln. In Abbildung 4 ist das GWP_{100} pro kg Milch für die verschiedenen Sorten dargestellt. Mehr als 50 % der Betriebe von den Sorten C und D liegen unter einem Wert von 1 kg CO_2 -eq je kg Milch. Das sind im Vergleich mit der Literatur recht niedrige Werte (Battini et al. 2016; Berton et al. 2021; Flach et al. 2021; Hörtenhuber et al. 2010), wobei diese Studien teils einen höheren Charakterisierungsfaktor für Methan (34 CO_2 -eq) verwendeten. Ein Grund für die niedrigen Werte sind die höheren Milchleistungen, wodurch die Umweltwirkung auf eine größere Menge Milch aufgeteilt werden kann. Bei der Sorte D kommt hinzu, dass durch den geringen Krafffuttereinsatz weniger Emissionen über Zukaufsfuttermittel importiert werden. Die Betriebe der Sorte B zeigen eine besonders hohe Schwankungsbreite und im Mittel die höchsten Emissionen. Die hohe Schwankungsbreite liegt an der weiten Verbreitung der Betriebe der Sorte B über verschiedenste

Standortbedingungen. Im Mittel haben aber die Betriebe der Sorte B die meisten Erschwernispunkte, was das höhere GWP_{100} durch größeren maschinellen Aufwand sowie geringere Futterqualität aufgrund extensiverer Standorte erklären kann.

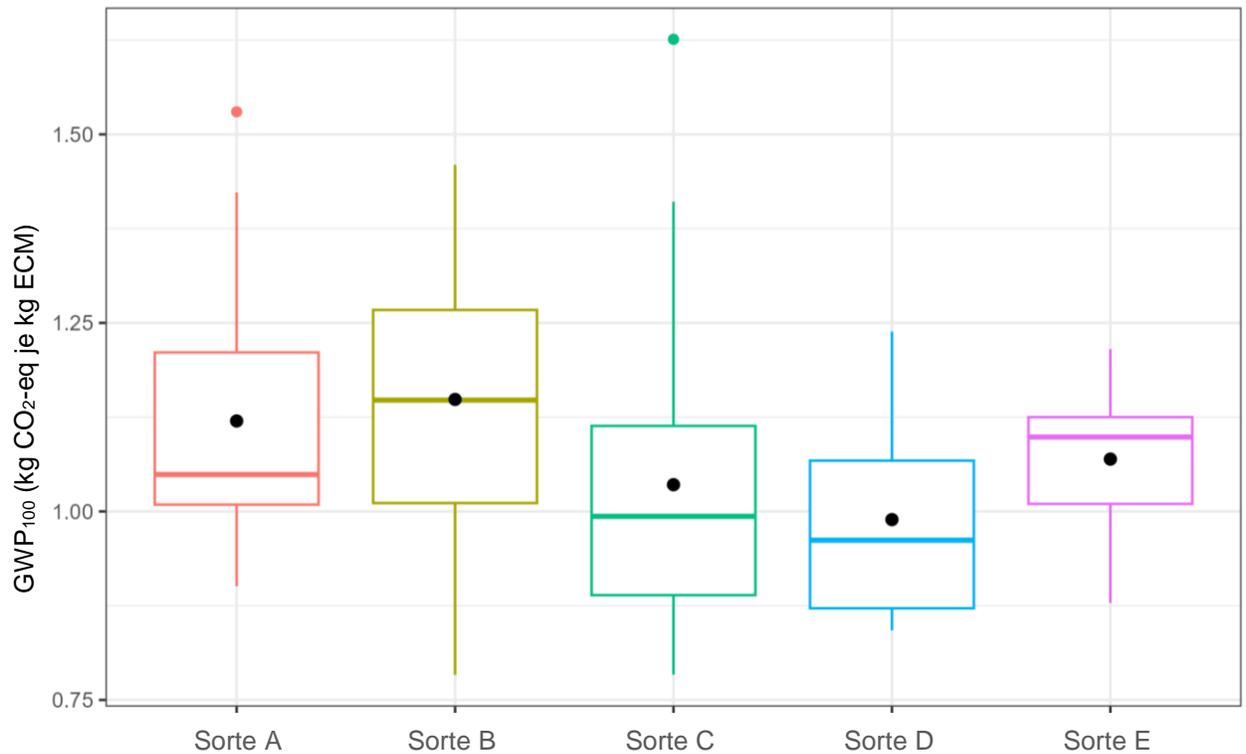


Abbildung 4: Sortenvergleich Treibhauspotential

In Abbildung 5 ist der Zusammenhang zwischen GWP_{100} je kg Milch und Milchleistung je Kuh dargestellt. Dieser ist im Verlauf ähnlich wie in der Literatur beschrieben (Hülsbergen und Rahmann 2015), wobei über den gesamten Bereich der unterschiedlichen Milchleistungen eine gewisse Bandbreite vorkommt. Mit zunehmenden Milchleistungen nimmt die Schwankungsbreite ab. Ab etwa 6000 kg ECM je Kuh und Jahr werden bereits sehr niedrige Werte von 1 kg CO_2 -eq und weniger erreicht. Dies zeigt, dass auch mit moderaten Milchleistungen geringes GWP_{100} erzielt werden kann. Sehr hohe Milchleistungen führen nicht mehr zu einer weiteren Senkung des GWP_{100} . Bei geringen Milchleistungen unter 5000 kg ECM je Kuh und Jahr ist dagegen der Zusammenhang deutlicher. Auffällig ist auch die Dominanz von Betrieben der Sorte C bei hohen Milchleistungen. Die Sorten B und C sind am weitesten über die gesamte Grafik verteilt, was den stärker variierenden Standortbedingungen entspricht.

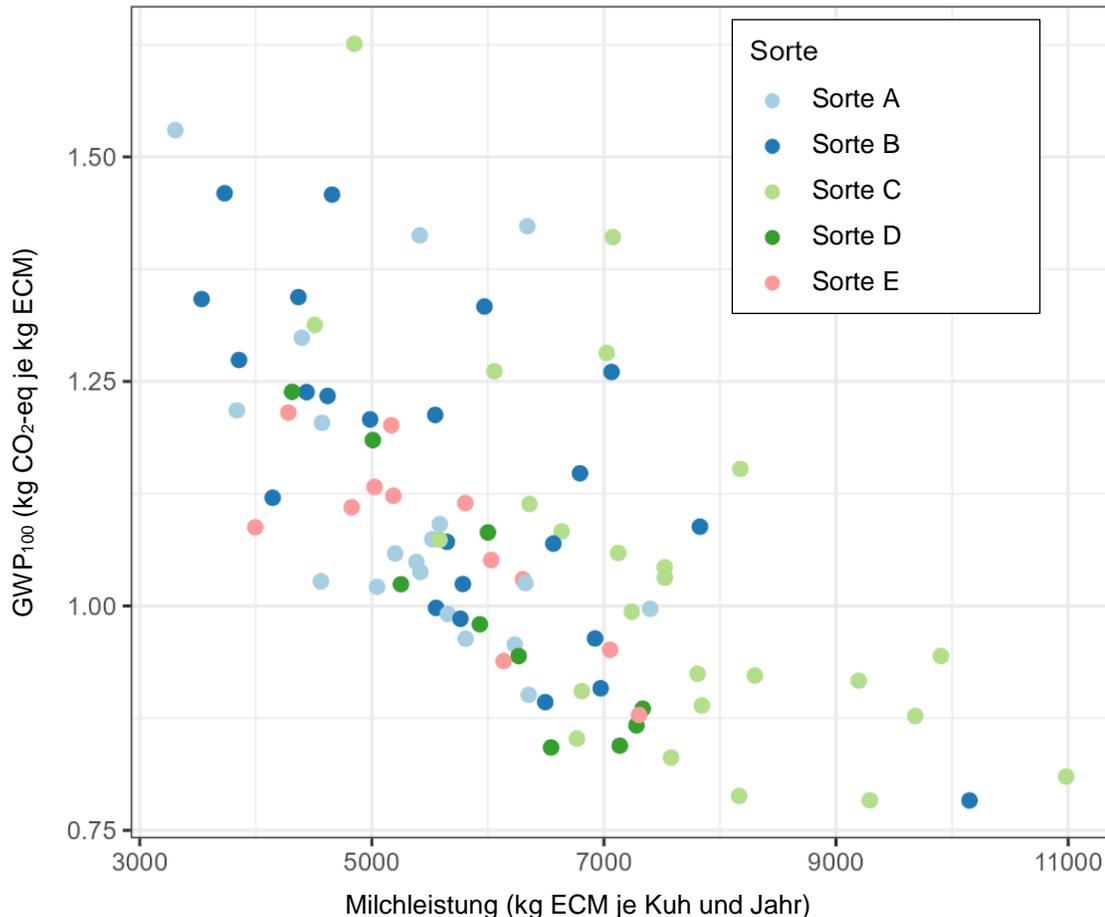


Abbildung 5: Zusammenhang Treibhauspotential und Milchleistung

3.1.2 Kumulierter fossiler Energieverbrauch

Die Ergebnisse zum kumulierten fossilen Energiebedarf sind in Abbildung 6 aufgeschlüsselt nach Milchsorten in Form von Boxplots dargestellt. Es fällt auf, dass über alle Sorten hinweg recht geringe Unterschiede bestehen. Lediglich die Betriebe der Sorte D haben einen etwas geringeren kumulierten fossilen Energiebedarf. Diese Betriebe setzen zu einem höheren Anteil auf Weidefütterung, welche aufgrund des geringeren Maschineneinsatzes zu geringeren Werten in dieser Umweltwirkung führt. Darüber hinaus befinden sich diese Betriebe in Gunstlage und setzen wenig Kraftfutter ein. Beides trägt ebenfalls zu einem geringeren kumulierten fossilen Energiebedarf je kg Milch bei. Bei den Sorten B und C sind mehr Betriebe mit höheren Werten zu finden. Dies könnte damit zusammenhängen, dass bei diesen Milchsorten die Betriebe der alpinen Lagen enthalten sind, die höheren maschinellen Aufwand zur Ernte erfordern (z.B. bei Steilhängen und niedrigeren Erträge aufgrund der klimatischen Bedingungen). Darüber hinaus ist der Einsatz von zugekauftem Kraftfutter je kg ECM etwas höher, was ebenfalls einen höheren kumulierten fossilen Energiebedarf bewirkt.

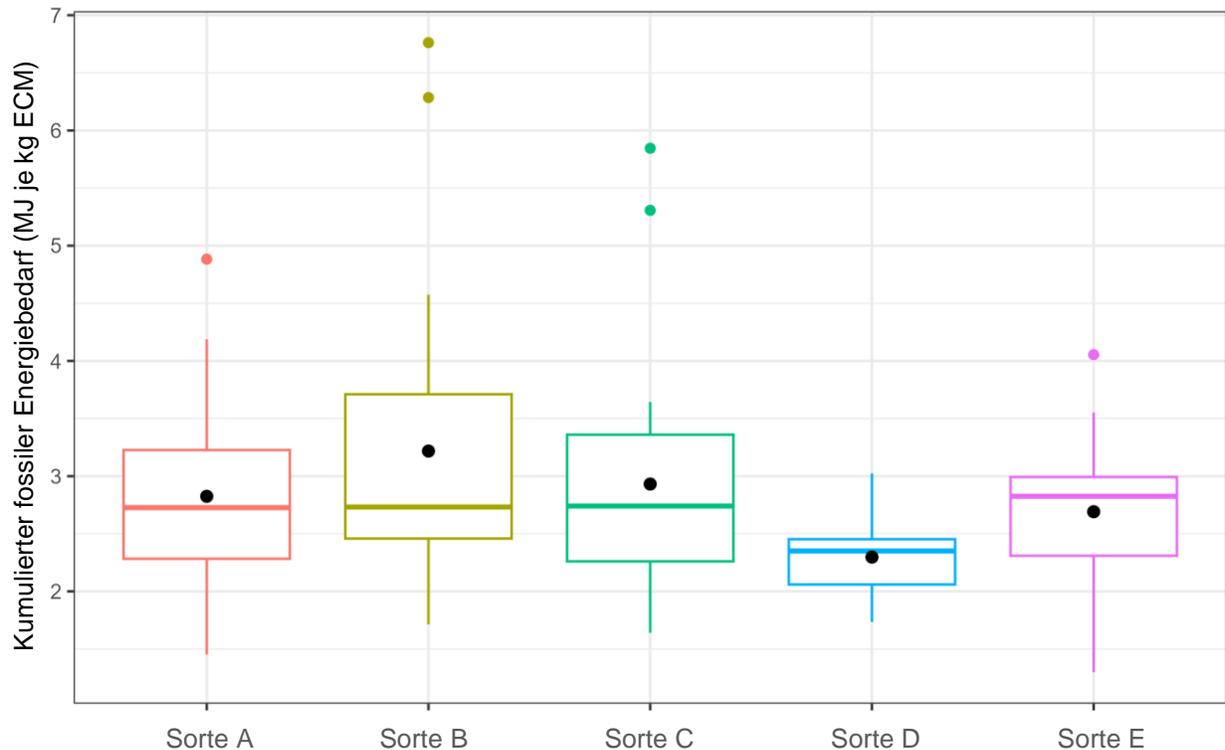


Abbildung 6: Sortenvergleich Kumulierter fossiler Energiebedarf

3.1.3 Marines Eutrophierungspotential

Das marine Eutrophierungspotential liefert Hinweise darauf, wie viel Nährstoff-Überschuss in Form von Stickstoff am Betrieb vorhanden ist. Die Ergebnisse dazu sind in Abbildung 7 ersichtlich. Die Grafik ähnelt im Erscheinungsbild sehr stark dem der Milchleistung je Kuh und Jahr (siehe Abbildung 2). Die Milchleistung je Kuh und Jahr ist auch ein guter Erklärungsansatz: Kühe mit höherer Milchleistung scheiden größere Mengen Stickstoff aus, welche wiederum auf den Flächen ausgebracht werden. Kommt dazu der Einsatz von Kraftfuttermitteln und möglicherweise zusätzlich von mineralischem Dünger, so wird von außen in den Betriebskreislauf vermehrt Stickstoff zugeführt. Im Gegensatz zur Richtlinie für Sachgerechte Düngung (BMLFUW 2017) wird bei vorliegender Bilanzierung der gesamte Stickstoff, und nicht nur der als „jahreswirksam“ angeführte in Rechnung gestellt. Interessanterweise ist hier nicht der Effekt der „Verdünnung“ der Umweltwirkung über Milchleistungssteigerung zu beobachten, wie das beispielsweise beim Treibhauspotential der Fall ist. Die marine Eutrophierung steigt also stärker an als die Milchleistung. Das sollte beim Ergreifen von Maßnahmen zur Verringerung des GWP_{100} unbedingt berücksichtigt werden.

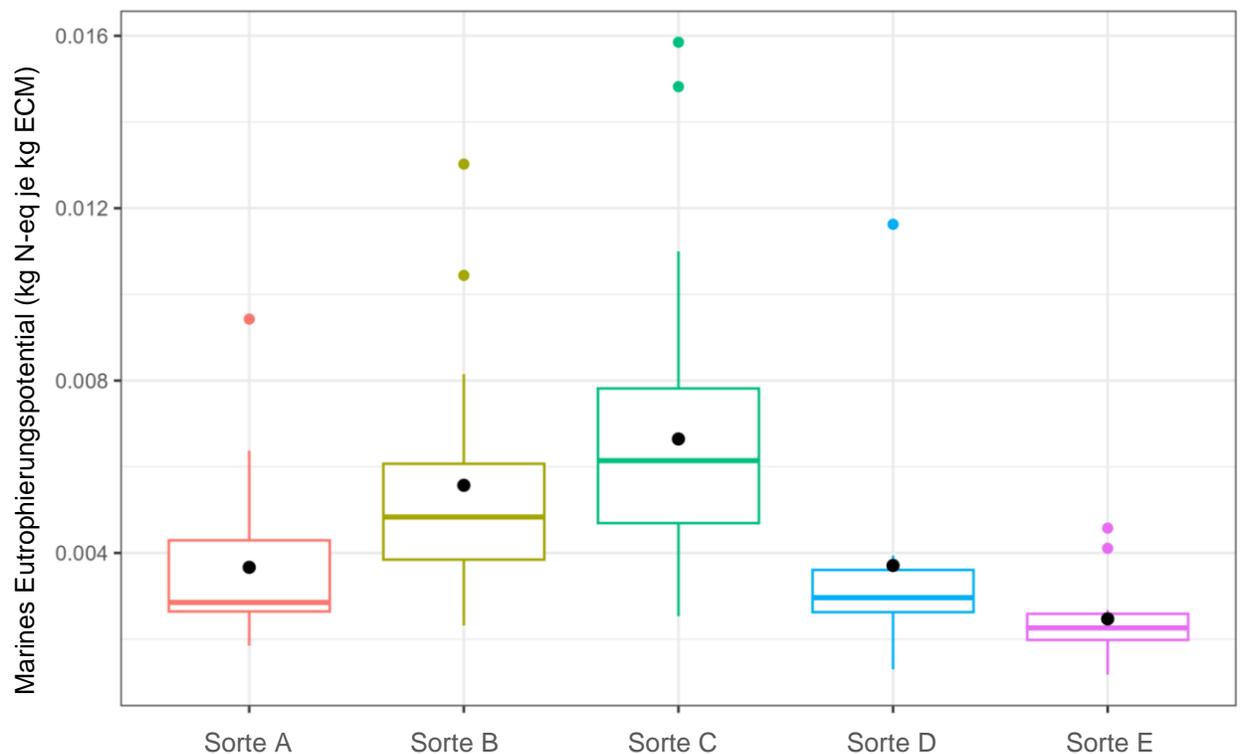


Abbildung 7: Sortenvergleich Marines Eutrophierungspotential

3.1.4 Terrestrische Versauerung

Der wichtigste Anteil an der terrestrischen Versauerung wird durch Ammoniakemissionen verursacht. Diese entstehen vorwiegend in der Tierhaltung im Stall oder Auslauf, bei der Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern und in geringerem Maße durch Ausscheidungen auf der Weide und mineralischen Düngereinsatz. Die Ergebnisse für die unterschiedlichen Milchsorten zur terrestrischen Versauerung je kg ECM sind in Abbildung 8 dargestellt. Interessanterweise liegen die Mediane der Sorten A, B und C auf nahezu gleichem Niveau. Die Mittelwerte sind beinahe ident mit dem Median, was bedeutet, dass die Verteilung der einzelnen Betriebsergebnisse innerhalb jeder Milchsorte symmetrisch um den Median angeordnet ist und somit die einzelnen Betriebe in ähnlicher Weise nach oben wie unten abweichen. Die Betriebe der Sorte D liegen auf etwas geringerem Niveau, wobei bei diesen, jenen der Sorte A und der Sorte B die Bandbreite relativ groß ist. Die geringe Schwankungsbreite bei der Sorte D bei gleichzeitig eher höheren Werten erklärt sich sehr gut durch die Produktionsbedingungen, wonach ein Laufstall verpflichtend ist. Dieser weist höher Ammoniakemissionen auf, da die Größe der emittierenden Fläche entscheidend ist. Dieser Effekt kann durch technische Lösungen wie beispielsweise Harnsammelrinnen, welche die rasche Trennung von Harn und Kot bewirken,

verringert werden. Jedoch braucht es noch weitere Studien um diese Minderungseffekte einzugrenzen, abzusichern und in die Berechnungen einfließen lassen zu können.

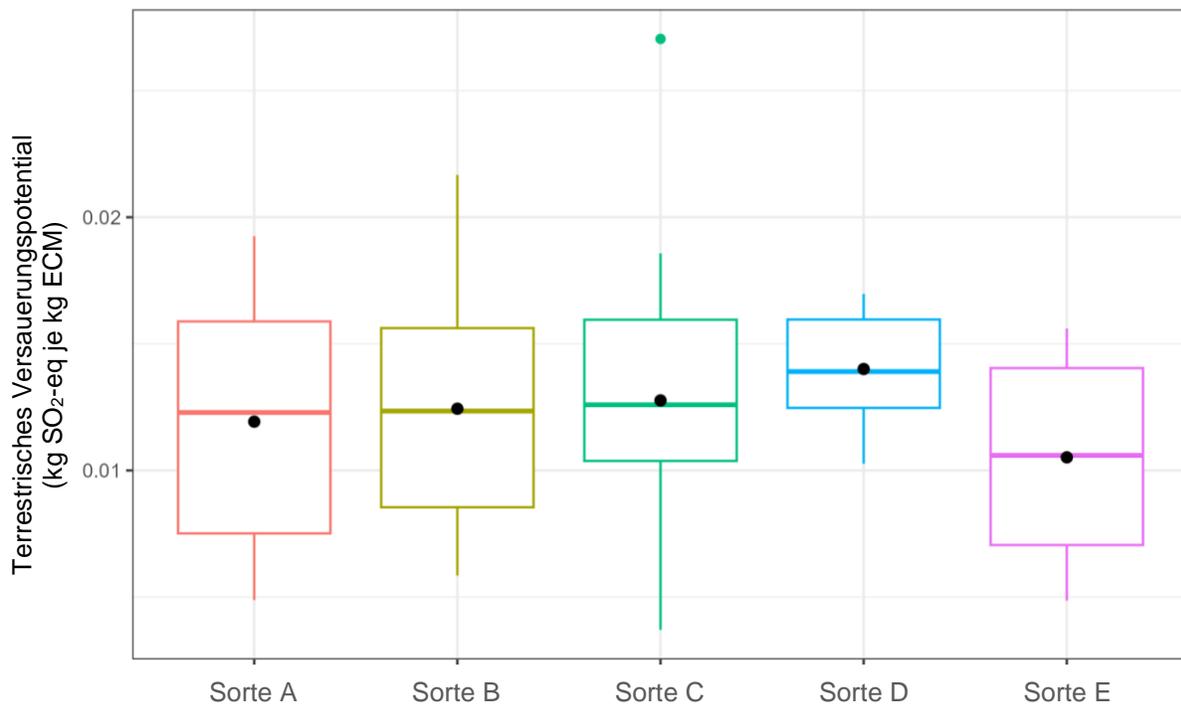


Abbildung 8: Sortenvergleich Terrestrisches Versauerungspotential

3.1.5 Landbedarf

Die zur landwirtschaftlichen Produktion benötigte Fläche wird über die Umweltwirkung Landbedarf abgebildet. Die Ergebnisse aus dem Projekt in dieser Wirkungskategorie sind in Abbildung 9 dargestellt; sie umfassen auch die nötige Fläche für die Produktion von zugekauften Betriebsmitteln wie Kraftfutter, Einstreu und Maschinen. Im Vergleich der Milchsorten liegt dieser bei der Sorte B am höchsten, gleichzeitig ist hier auch die Schwankungsbreite sehr groß. Dies ist in Übereinstimmung mit der Tatsache, dass viele dieser Betriebe sich in benachteiligten Lagen mit geringerem Ertragspotential befinden. Da diese Ursache maßgeblich standortbedingt ist, ist hier eine Wertung in Form von „besser“ oder „schlechter“ nicht zielführend. Betriebe der Sorten B und E liegen überwiegend in Gunstlagen mit wenigen Erschwernispunkten, daher sind die geringe Schwankungsbreite und niedrige Werte zu erwarten. Bei der Sorte C sind sowohl sehr niedrige, als auch relativ hohe Werte zu finden. Die niedrigen Werte kommen insbesondere beim Einsatz von Silomais zustande, da dieser sehr hohe Energieerträge je ha liefert. Zudem besteht bei der Sorte C die Möglichkeit und auch die Möglichkeit, über externe Betriebsmittel wie Mineraldünger und Pflanzenschutzmittel die Erträge zu steigern, was wiederum zu geringerem Landbedarf führt.

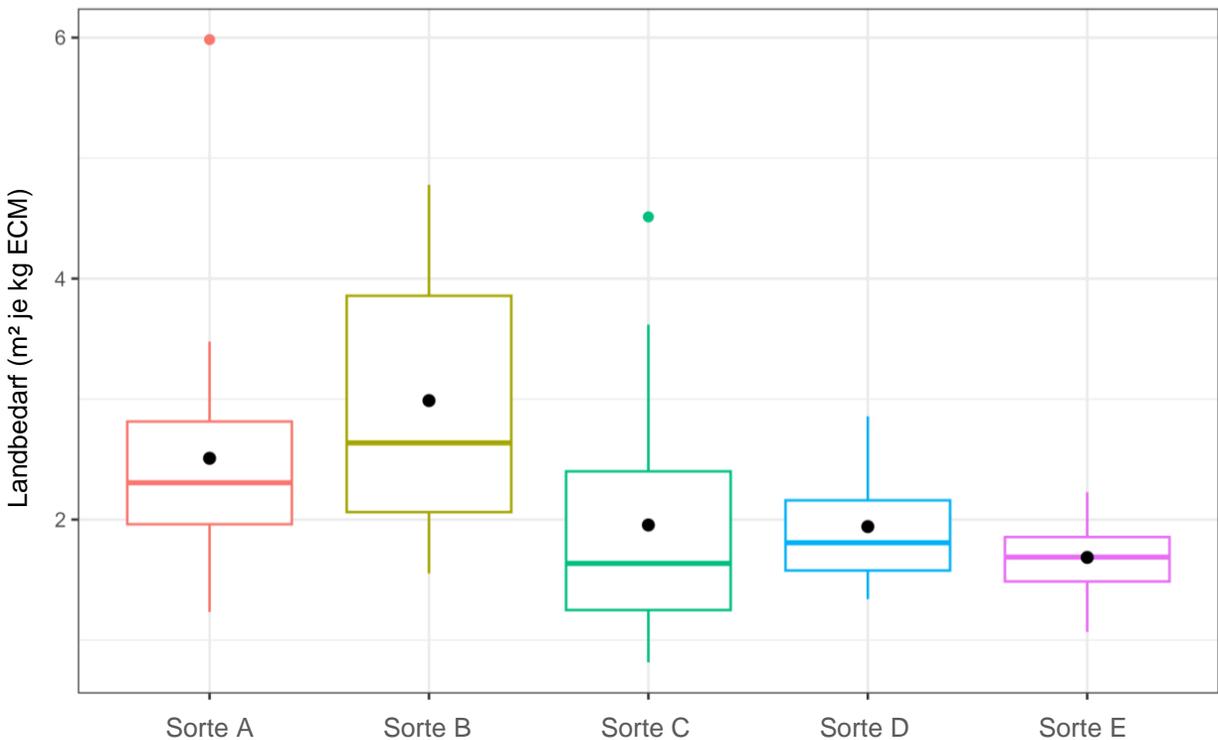


Abbildung 9: Sortenvergleich Landbedarf

3.2 Lebensmittelkonversionseffizienz

Die primäre Funktion von Milchproduktion ist, hochwertige Lebensmittel zu produzieren und mehr Lebensmittelangebot zu schaffen. Die LKE liefert dazu einen Kennwert, wie stark ein Betrieb oder ein Produktionssystem zum zusätzlichen Lebensmittelangebot beiträgt. Die Ergebnisse aus dem Projekt zur LKE für Protein finden sich in Abbildung 10. Sie sind spiegelverkehrt zu jenen des Krafffuttereinsatzes. Hier besteht ein ursächlicher Zusammenhang: im Krafffutter befinden sich auch die höchsten Anteile an Energie bzw. Protein, welche potentiell humanernährungstauglich sind. Daneben spielt auch Silomais (bzw. frisch verfütterte, gehäckselte Maisganzpflanze) eine Rolle bei den Sorten B und C. Aus diesem Grund haben diese beiden Sorten vergleichsweise geringe LKE.

Die Werte der LKE Protein liegen deutlich höher als jene der LKE Energie. Das wird vor allem durch die Berücksichtigung der Proteinqualität bewirkt. Kuhmilch weist ein sehr günstiges Aminosäuremuster auf und enthält viele essentielle Aminosäuren mit guter Verfügbarkeit für den Menschen. Auch die Werte bei der LKE Energie (nicht dargestellt) liegen im Bereich >100%, das bedeutet, dass durch die Milchproduktion zusätzliche Lebensmittel-Energie bereitgestellt wird. Lediglich etwa ein Viertel der Betriebe der Sorten B und C weisen Werte unter 100% auf.

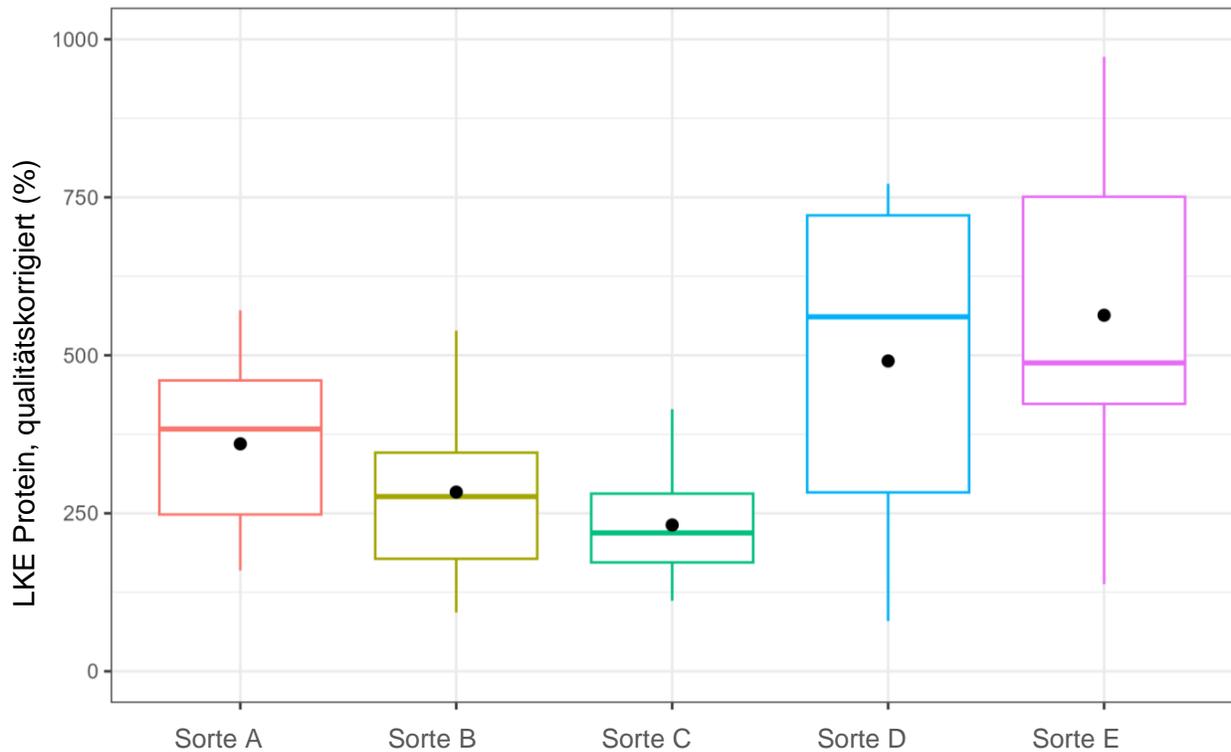


Abbildung 10: Sortenvergleich LKE Protein

Wie beschrieben ist die LKE recht stark vom Kraftfuttereinsatz beeinflusst. Abbildung 11 stellt diese beiden Parameter in Beziehung zueinander. Diese lässt sich in einen linken Bereich (<7500 kg ECM pro Kuh und Jahr) und einen rechten Bereich einteilen. Im rechten Bereich befinden sich überwiegend Betriebe der Sorte C, die hohe Milchleistungen erzielen, bei vergleichsweise niedriger LKE Protein, weil die hohe Leistung mit höherem Kraftfuttereinsatz verbunden ist. Im linken Bereich dagegen gibt es eine große Variation. Dies weist auf Optimierungspotential hin, da Betriebe bei ähnlichen Milchleistungen große Unterschiede zeigen. Sehr wirksame Verbesserungsmaßnahmen für die LKE sind, sofern möglich, die Verbesserung der Kraftfuttereffizienz und der Grundfutterqualität.

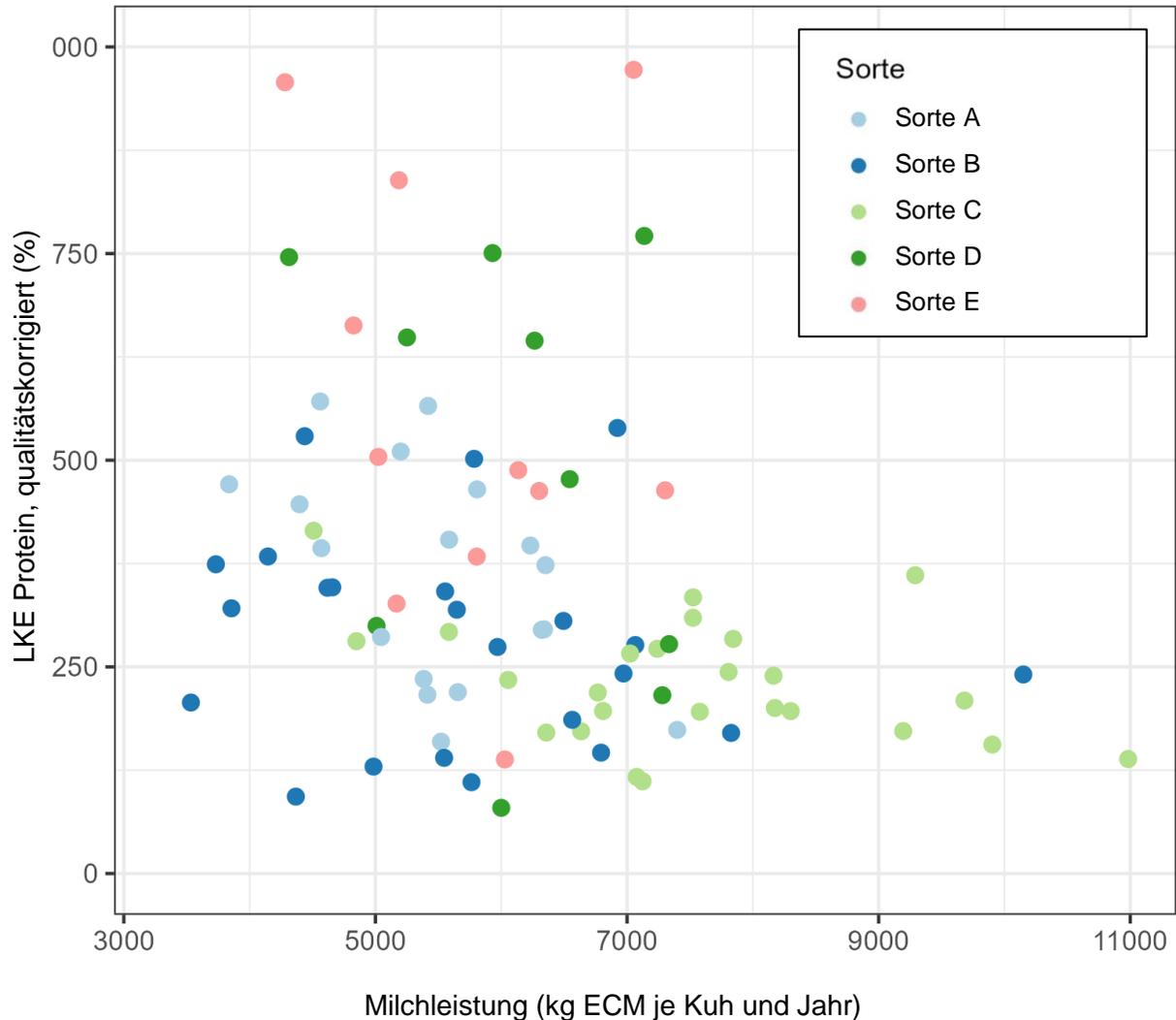


Abbildung 11: Zusammenhang LKE Protein und Milchleistung

3.3 Internationaler Vergleich für LCA und LKE

Für den Vergleich mit dem nationalen Durchschnitt und repräsentativen internationalen Produktionssystemen wurden nur die konventionellen Milchsorten herangezogen, weil diese in den Referenzsystemen überwiegen und somit einen besseren Vergleich erlauben. Außerdem wurden zur Berechnung dieser Ergebnisse die einzelnen Betriebsergebnisse nach Liefermenge und Anteil der Schicht-Sorten-Kombination in der gesamten konventionellen Milch gewichtet.

Das GWP_{100} der durchschnittlichen konventionellen Milch der SalzburgMilch wird in Abbildung 12 mit (inter)nationalen Ergebnissen vergleichend dargestellt. Mit knapp unter einem kg CO_2 -eq je kg ECM entstehen bei der SalzburgMilch vergleichsweise am wenigsten klimawirksame Emissionen. Der österreichische Durchschnitt liegt knapp darüber, es folgen der deutsche sowie der dänische Durchschnitt für das produktbezogene Treibhauspotential in aufsteigender

Reihenfolge. Die Gründe für diese Unterschiede sind vielfältig. Die gewichtete Milchleistung je Kuh der konventionellen SalzburgMilch-Betriebe liegt leicht über dem österreichischen Durchschnitt. Dadurch können die Emissionen auf mehr kg Milch aufgeteilt werden. Darüber hinaus füttern die Betriebe der SalzburgMilch mehr Weidefutter. Dieses stellt hinsichtlich GWP_{100} einen Vorteil dar, weil sehr hohe Futterqualität mit geringem Maschineneinsatz geerntet werden kann. Da die Berechnung des GWP_{100} mit Unsicherheiten verbunden ist, können geringe Unterschiede jedoch nicht als signifikante Differenzen gedeutet werden. Durch Unterschiede der Datenerfassung und bei Berechnungsdetails zwischen einzelnen Ländern sind die Unsicherheiten des internationalen Vergleichs größer als für die Berechnungsergebnisse der SalzburgMilch-Betriebe

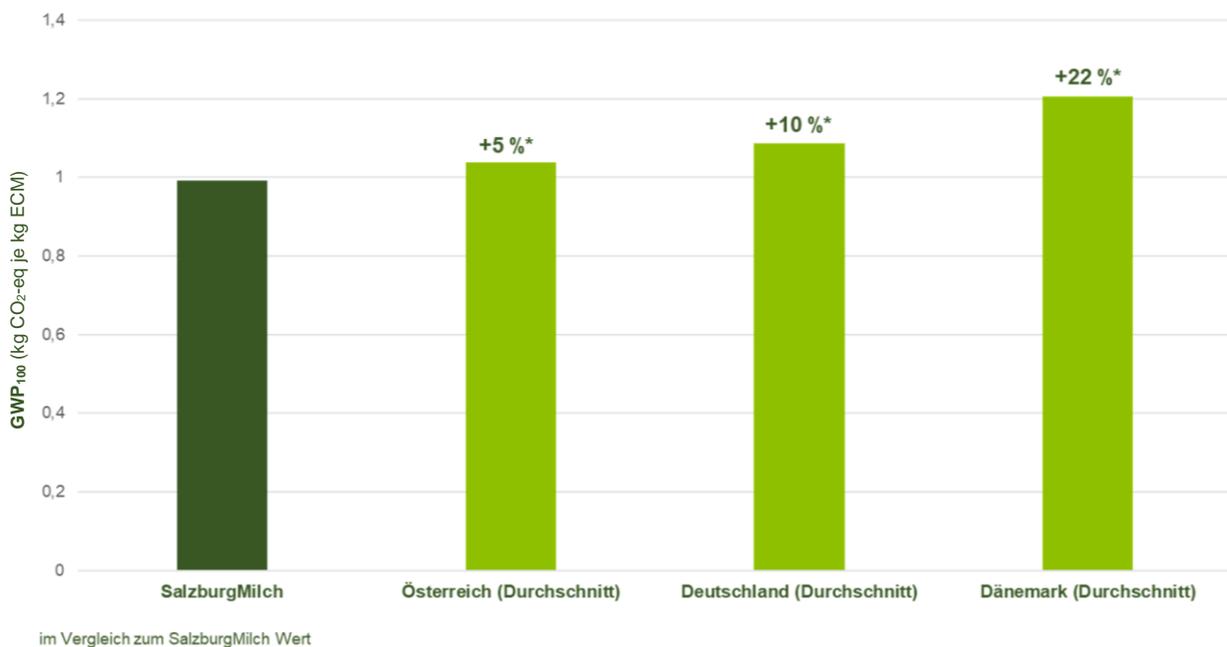


Abbildung 12: Internationaler Vergleich Treibhauspotential je kg Milch

Die Milchproduktion in Deutschland und Dänemark ist zwar durch hohe Milchleistungen charakterisiert, diese führen jedoch nicht zu niedrigeren Emissionen. Erstens bringen die zugekauften Kraftfuttermittel, insbesondere Sojaextraktionsschrot, der zum Teil aus ehemaligen Regenwaldgebieten stammt, hohe Emissionen aus deren Bereitstellung mit. Zweitens sind die in den Inventaren für Deutschland und insbesondere Dänemark berechneten Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung höher. Dabei spielen auch mildere Temperaturen im Winter eine Rolle. Drittens ist der Strommix in Österreich sehr günstig in Bezug auf das GWP_{100} , während in Deutschland beispielsweise ein substantieller Anteil aus Kohleverstromung generiert wird. Diese Art der Gewinnung elektrischer Energie verursacht besonders hohe Emissionen.

Beim (inter)nationalen Vergleich der LKE Protein (siehe Abbildung 13) ergibt sich ein ähnliches Bild, jedoch in umgekehrter Reihung. Die durchschnittliche konventionelle SalzburgMilch schneidet dabei am besten ab; d.h. die Betriebe, die diese Milchsorte erzeugen, erzielen die stärkste Vermehrung in der Bereitstellung von hochqualitativem Protein durch die Milchproduktion. In absteigender Reihenfolge folgen der österreichische, der deutsche und der dänische Durchschnitt. Das liegt zum größten Teil an dem Krafftutereinsatz und der Verfütterung von Silomais. Letztere spielt insbesondere in der dänischen Milchproduktion eine große Rolle, der Anteil an der verfütterten Ration beträgt darin 42 %. Im Vergleich dazu liegt dieser Wert für die SalzburgMilch bei 3,5 %. Auch der Krafftutereinsatz ist bei der SalzburgMilch am geringsten, und steigt umgekehrt proportional zur LKE an. In Dänemark liegt er im Jahresmittel bei rund 40 % für Rationen von Milchkühen.

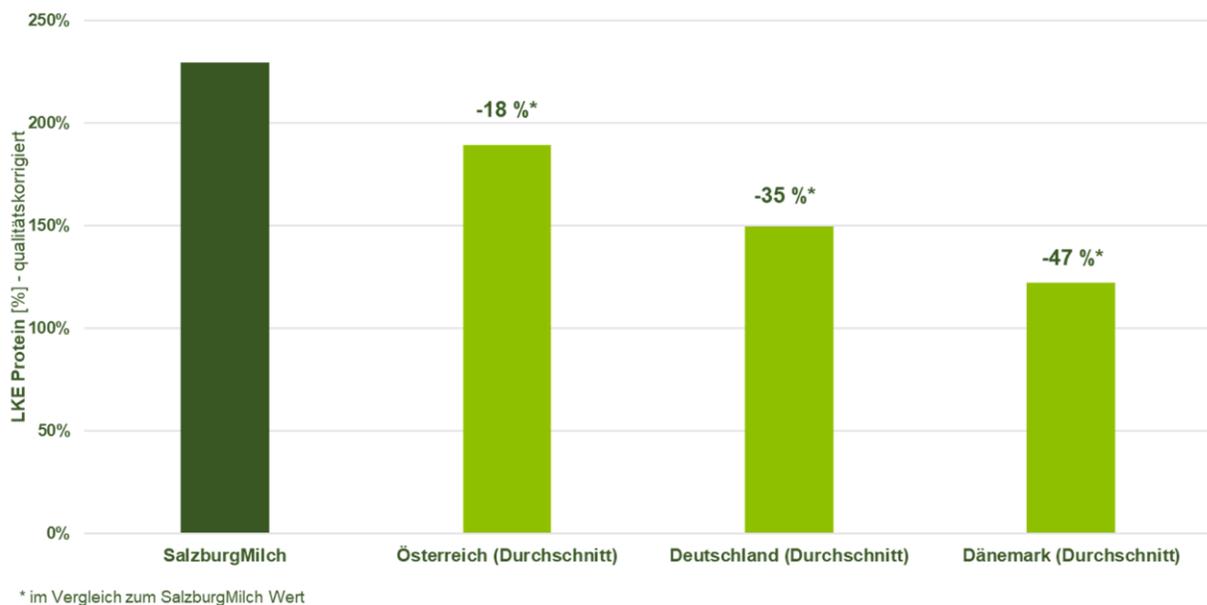


Abbildung 13: Internationaler Vergleich LKE Protein

3.4 Ergebnisse der Ökosystemleistungsbewertung

Einige der ÖSL sind stark abhängig von den klimatischen Bedingungen. Das betrifft in erster Linie den Biomasseertrag, das Trinkwasserpotential und die Verdunstungskühlung, weil diese von Temperatur und Niederschlag direkt beeinflusst werden. Aber auch die weiteren ÖSL sind langfristig vom Klima beeinflusst. Die Erosion tritt aufgrund zunehmender Starkniederschlagsereignisse verstärkt auf und der Kohlenstoffspeicher ist durch höhere Temperaturen möglicherweise einer höheren Mineralisierungsrate ausgesetzt. Die Veränderungen im Klima führen auch zu Veränderungen der Artenzusammensetzung und beeinflussen so die Biodiversität, welche auch für das Naherholungspotential relevant ist.

Neben dem Klima wirkt sich auch die Art und Intensität der Landnutzung recht stark auf die ÖSL aus. Daher wurden betriebseigenen Flächen nach Schlagnutzungsart laut InVeKos ausgewertet (siehe Abbildung 14). Ein wichtiger Unterschied zur Bewertung des Landbedarfs ist, dass sich die ÖSL nur auf die betriebseigenen Flächen beziehen, und die Flächen für die Bereitstellung der zugekauften Betriebsmittel (Futter, Einstreu, etc.) hier nicht einberechnet sind. Außerdem wurden diese Mittelwerte je Milchsorten nach dem Anteil der Schicht für die Gesamtliefermenge je Sorte und der Betriebsliefermenge je Schicht gewichtet.

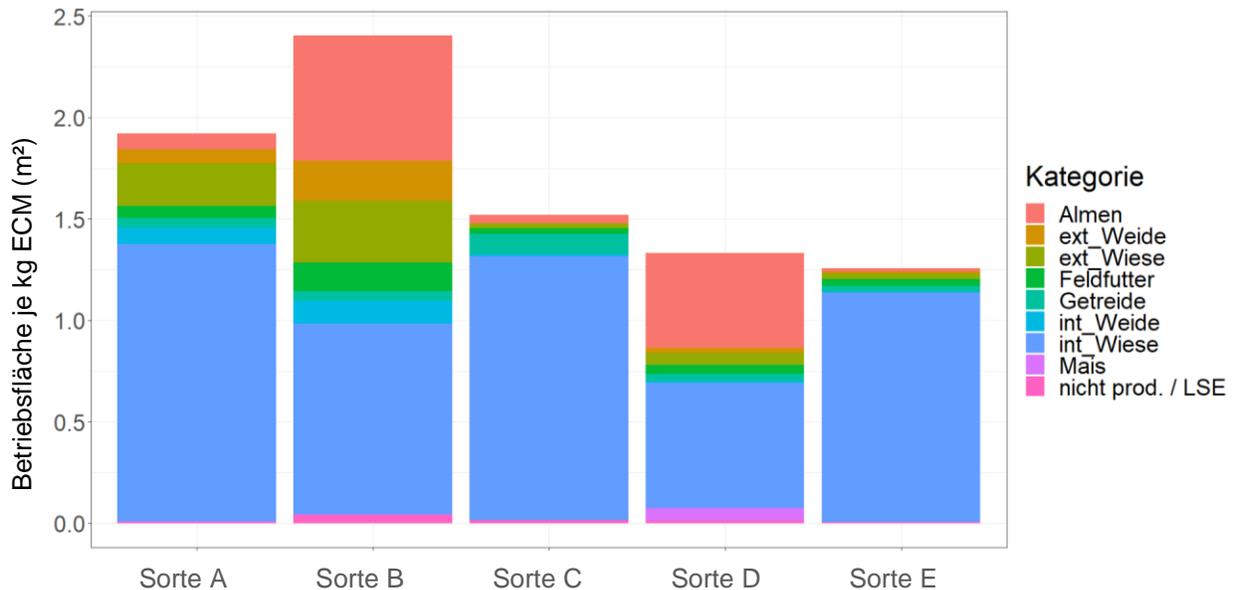


Abbildung 14: Zusammensetzung der betriebseigenen Fläche in m² je kg Milch

Die Nutzung von Almen kommt insbesondere bei den Sorten B und D vor. Extensive Wiesen mit weniger als drei Nutzungen pro Jahr ist bei der Sorte B und in geringerem Maße bei der Sorte A vertreten. Intensivere Wiesen mit drei oder mehr Nutzungen pro Jahr stellen bei allen Milchsorten den größten Anteil der Flächen dar. Unter diese Kategorien fallen auch viele Weideflächen, wenn diese auch per Mahd genutzt werden. Nur reine Weideflächen fallen unter die Kategorie Dauerweide („int_Weide“ in der Grafik), daher ist deren Anteil recht gering. Getreide, Mais und Feldfutter kommen nur in geringem Maße bei den Sorten B und C vor. Das unterstreicht die große Bedeutung des Dauergrünlandes für die Milchproduktion in dem Untersuchungsgebiet.

3.4.1 Biomasseproduktion

Die aus Ökosystemen entzogene (=geerntete) Biomasse ist Grundlage fast aller Lebensmittel und hat darüber hinaus viele weitere Funktionen z.B. als Rohstoff für Faser- und Treibstoffgewinnung. In der Milchproduktion ist die Biomasse als Futterressource von zentraler Bedeutung. Abbildung 15 zeigt auch, dass die höchsten Erträge von Silomaisflächen geerntet werden. Extensive Wiesen

und Weiden haben geringere Erträge. Bei den Getreidekulturen ist der Strohertrag enthalten, daher ergeben sich Erträge von bis zu 15 t je ha.

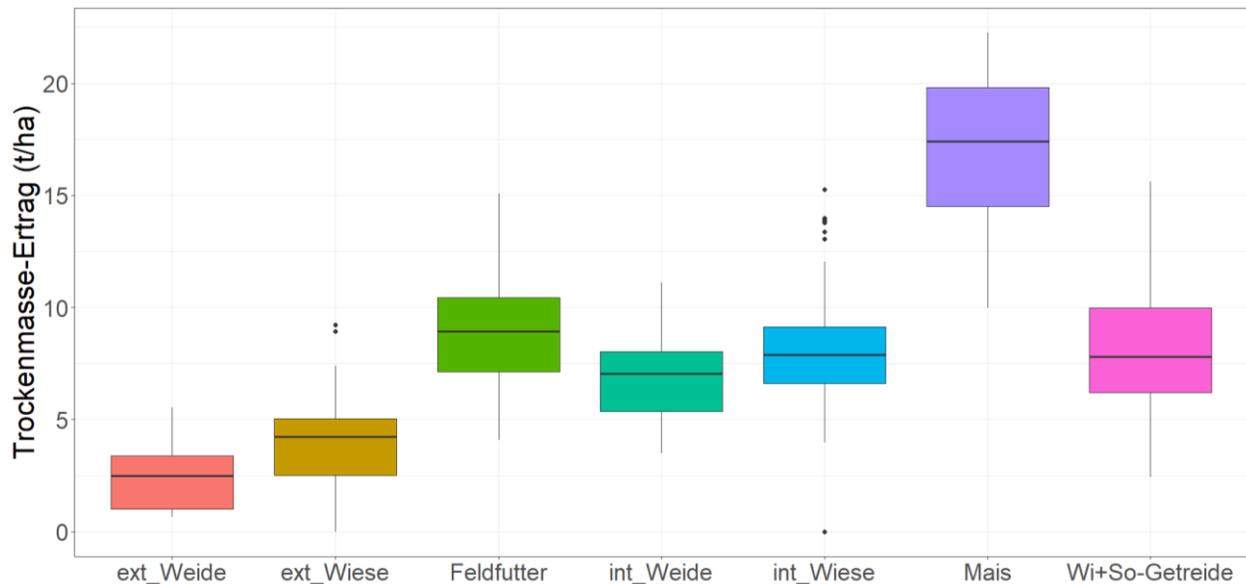


Abbildung 15: Biomasseproduktion nach Schlagnutzungsart

Auf Einzelbetriebsebene besteht eine sehr enge Beziehung zwischen der Biomasseproduktion und Milchproduktion je ha. Betriebsindividuelle Charakteristika wie Futterzukauf, das Verhältnis der Milchkühe zu den gesamten GVE des Betriebes inkl. Nachzucht, Grundfutterqualität und die Milchleistung je Kuh und Jahr beeinflussen das Verhältnis von produzierter Biomasse zu erzeugter Milchmenge. Die Variabilität dieses Verhältnisses ist aber relativ gering, sodass die Grafik für die Milchproduktion je ha (im Kurzbericht nicht dargestellt) ein sehr ähnliches Muster zeigt.

3.4.2 Trinkwasserpotential

Das Trinkwasserpotential ist die zweite bereitstellende ÖSL in dieser Untersuchung. Da der Jahresniederschlag die Basis der Berechnung darstellt, ist das Trinkwasserpotential abhängig von den klimatischen Bedingungen. Neben dem Niederschlag spielen auch die Verdunstung und die marine Eutrophierung (Kapitel 3.1.3) eine Rolle. Das Trinkwasserpotential der unterschiedlich genutzten Flächen ist in Abbildung 16 dargestellt. Das höchste Trinkwasserpotential ist auf Almen und extensiven Weiden zu finden. Diese liegen in Gebieten mit höherem Niederschlag sowie geringerer Temperatur und weisen geringere Evapotranspiration aufgrund geringerer Erträge auf. Feldfutter- und Maisflächen haben das vergleichsweise niedrigste Trinkwasserpotential. Dafür gibt es mehrere Gründe: Erstens befinden sich diese Flächen eher in niederschlagsärmeren Gebieten. Zweitens haben diese Flächen sehr hohe Biomasseerträge, was bedeutet, dass die Pflanzen auch mehr Wasser für das Wachstum verbrauchen. Drittens sind diese Flächen jene, die am meisten

gedüngt werden, wodurch mehr Wasser durch Nitrat verunreinigt wird. Bei einigen wenigen Flächen führt das zu einem negativen Trinkwasserpotential. Im Vergleich der Milchsorten (nicht in der Kurzversion dargestellt) zeigen sich beim Trinkwasserpotential im Mittel sehr geringe Unterschiede. Lediglich bei der Sorte C gibt es einige Betriebe, die nach unten abweichen. Der Grund dafür ist ein hoher Tierbesatz pro ha und damit verbundene höhere Mengen an Wirtschaftsdünger. Das führt zu einem Stickstoffüberschuss am Betrieb und auf der Fläche, welcher durch Nitratauswaschung Trinkwasser verunreinigt.

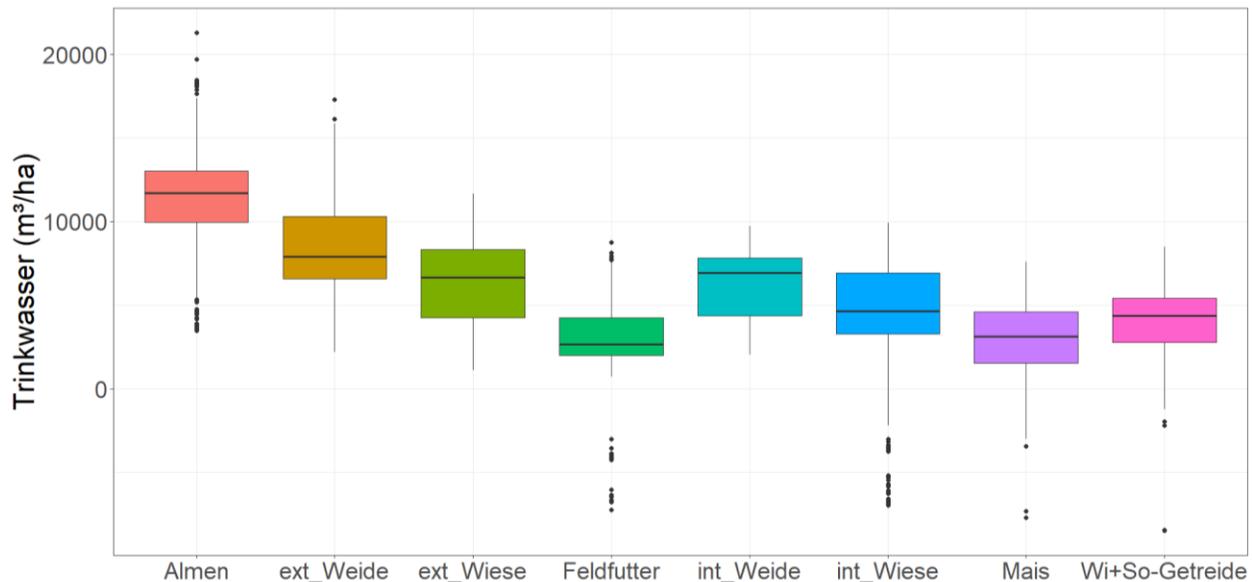


Abbildung 16: Trinkwasserbereitstellungspotential nach Schlagnutzungsart

3.4.3 Erosionsschutz

Die Ergebnisse zum Erosionsindikator, aufgeschlüsselt nach Schlagnutzungsart, sind in Abbildung 17 dargestellt. Aufgrund der Bodenbearbeitung ist bei Ackerkulturen wie Mais- und Getreide der Boden nicht ganzjährig von einer dichten Pflanzendecke geschützt. Dadurch haben diese Flächen den geringsten Erosionsindikator, d.h. das höchste Erosionspotential. Maisflächen liegen praktisch vollständig, und Getreideflächen größtenteils unter dem Schwellenwert von 50. Die Niederschläge in der Untersuchungsregion sind im österreichweiten Vergleich überdurchschnittlich hoch und tragen damit zu einem höheren Erosionspotential bei. Diese kritischen Ackerflächen machen nur einen sehr geringen Anteil aus. Der wichtigste Faktor für die Erosion, der durch Management beeinflusst werden kann, ist die Wahl der Kultur. Dauergrünland schützt am besten vor Erosion und daher sind die Flächenanteile von intensiven und extensiven Wiesen und Weiden mit geringem Erosionsindikator (hohem Erosionspotential) weniger kritisch zu betrachten. Manche Flächen sind aufgrund nicht beeinflussbarer natürlicher Gegebenheiten wie

Hanglänge, Hangneigung, Bodentextur und Niederschlag erosionsanfälliger. Die sinnvollste landwirtschaftliche Nutzung ist in diesem Fall Dauergrünland, welches den besten Erosionsschutz im Vergleich bietet. Feldfutterflächen sind aufgrund der teilweisen Bodenbearbeitung erosionsanfälliger.

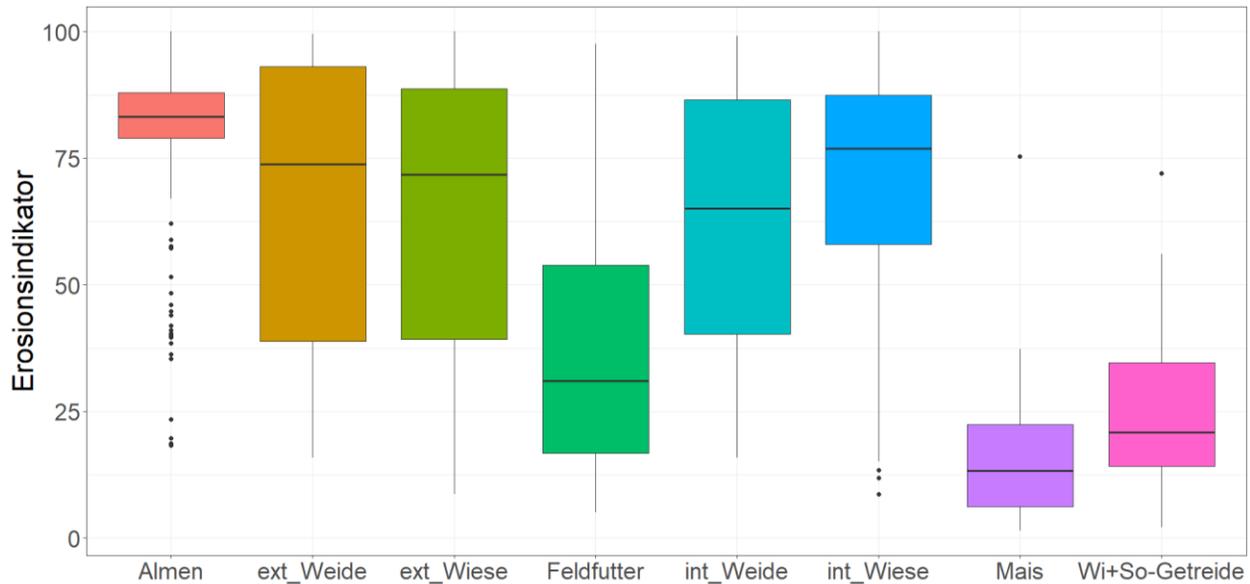


Abbildung 17: Sortenvergleich Erosionsindikator

3.4.4 Kohlenstoffspeicher

Der Kennwert zur Kohlenstoffspeicherung bewertet den in den obersten 30 cm des Bodens fixierten Kohlenstoff. Die Werte zu den verschiedenen Schlagnutzungsarten sind in Abbildung 18 dargestellt. Die Mediane von Dauergrünland- und Feldfutterflächen liegen auf nahezu gleichem Niveau. Ackerflächen haben etwas geringeren Kohlenstoffspeicher. Dies ist begründet durch die Bodenbearbeitung, welche zur Mineralisierung von Humus führt, wodurch Kohlenstoff abgebaut wird. Die Almflächen zeigen wie extensive und intensive Wiesen die größte Bandbreite. Diese drei Schlagnutzungsarten machen insgesamt den größten Anteil der Flächen aus. Dies bedeutet auch, dass sie am weitesten über verschiedene Umgebungsbedingungen wie Klima und Boden verteilt sind, welche zu größeren Unterschieden beitragen. Für die Almflächen wurde der geringste Kohlenstoffspeicher ermittelt. Einen wichtigen Anteil daran könnte der Grobanteil im Boden haben. Almböden sind erst nach der letzten Eiszeit entstanden und sind damit vergleichsweise jung, was dazu führt, dass sie höheren Grobanteil haben. Diese aus Kies und Steinen bestehende Fraktion über 2 mm Korngröße ist „nicht aktiver“ Teil des Bodens und speichert auch keinen Kohlenstoff.

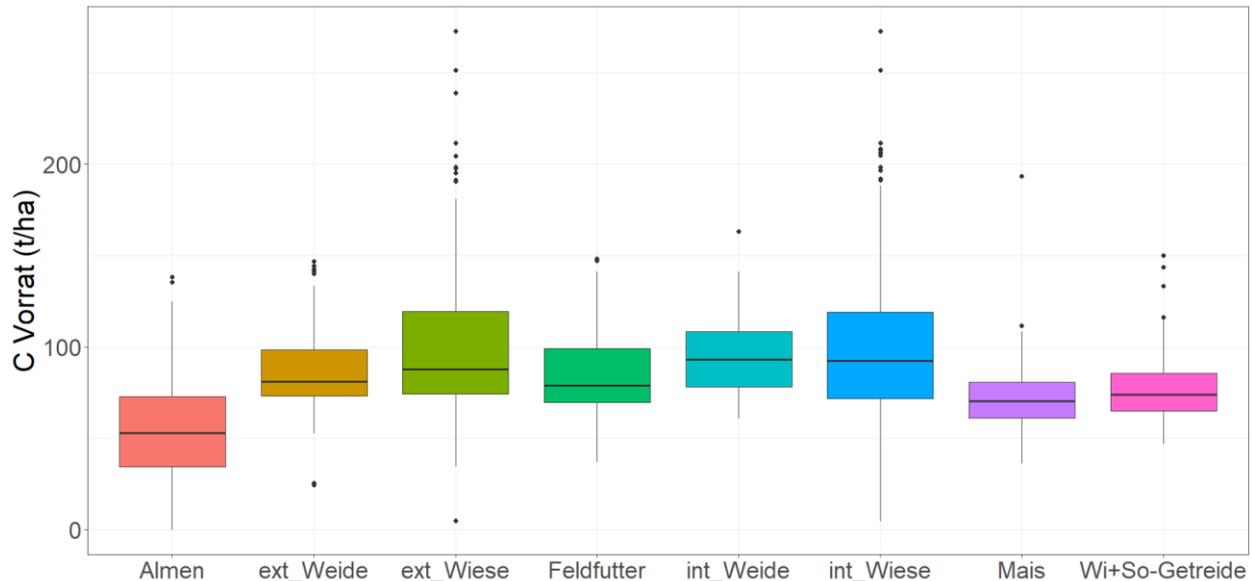


Abbildung 18: Boxplot Kohlenstoffspeicherung nach Schlagnutzungsart,

3.4.5 Biodiversität

Biodiversität beschreibt ein komplexes Gefüge, für das eine Vielzahl von Indikatoren herangezogen wird (siehe z.B. Kok et al. 2020). Gleichzeitig bestehen Auffassungsunterschiede bei unterschiedlichen Akteuren (Maas et al. 2021). Die hierin bewertete Pflanzenvielfalt ist ein (direkter) Kennwert der sogenannten Alpha-Biodiversität, die ein Maß für die Artenvielfalt eines Lebensraumes darstellt. Der Natürlichkeitsgrad ist ein indirekter Indikator, der den Beeinflussungsgrad von Ökosystemen durch den Menschen beschreibt.

Die folgende Abbildung 19 zeigt die nach Dullinger et al. (2020) abgeleiteten Pflanzenartenvielfalt je Schlagnutzungsart. Im Vergleich zur Literatur sind die Artenzahlen sehr hoch, was auch an der großen Bezugsfläche von 100 m² liegt. Extensive Dauergrünlandflächen, insbesondere Weiden, weisen eine besonders hohe Pflanzenvielfalt auf. Auf Almflächen ist die Pflanzenvielfalt etwas geringer als auf extensiven Weiden. Letztere liegen an klimatisch etwas günstigeren Standorten, sind aber ebenfalls sehr extensiv genutzt, beispielsweise als Hutweiden. Im Vergleich zu gemähten Wiesen ist die Pflanzenvielfalt auf Weiden höher, da bei der Mahd ein sehr homogenes Habitat entsteht, während bei der Weidenutzung aufgrund der ungleichmäßigen Nutzung manche Pflanzen auch älter werden können. Dadurch kommen sie zur Reife und zum Aussamen, was weitere Generationen der Art sichert. Ackerflächen sind aufgrund des starken Eingriffs durch die Bodenbearbeitung deutlich weniger divers. Es ist ein Ziel des Ackerbaus, die Begleitflora und damit die Konkurrenz zu Kulturpflanzen möglichst gering zu halten.

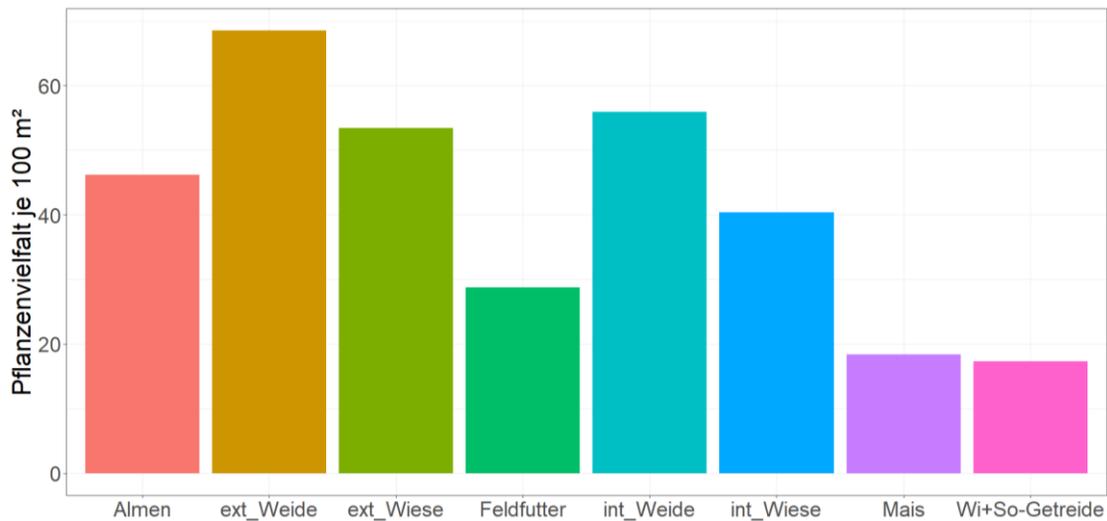


Abbildung 19: Pflanzenartenvielfalt nach Schlagnutzungsart

Der Indikator Naturdistanz wurde im Gegensatz zu Pflanzenvielfalt von einer digitalen Karte abgeleitet und bezieht daher die Standortbedingungen besser mit ein. Er ist somit eine sehr gute Ergänzung zum Indikator Pflanzenvielfalt. Abbildung 20 zeigt die Naturdistanz nach Schlagnutzungsart in einem Boxplot. Die vergleichsweise niedrigen Werte von Almen und extensiven Dauergrünlandflächen zeugen davon, dass diese in Regionen mit vielen natürlichen und naturnahen Flächen vorkommen. Insbesondere Maisflächen, aber auch andere Ackerflächen und intensive Wiesen zeigen höhere Werte. Das liegt einerseits an der vorliegenden höheren Bewirtschaftungsintensität. Andererseits sind diese relativ weit von naturnahen Flächen entfernt, daher ist die geographische Komponente der Naturdistanz hier höher (Rüdisser et al. 2012).

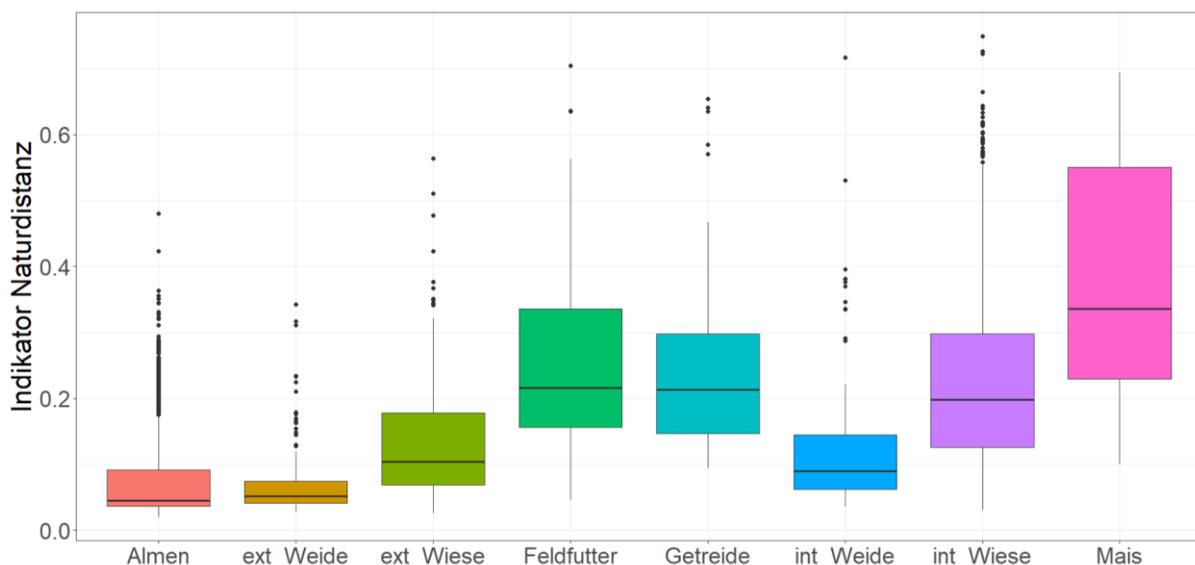


Abbildung 20: Naturdistanz nach Schlagnutzungsart

3.4.6 Freizeitaktivitätspotential

Naherholung spielt eine wichtige Rolle für mentale und physische Gesundheit, und damit auch für das gesellschaftliche Wohlergehen. Das Freizeitaktivitätspotential beschreibt das Potential, die Ökosysteme zum aktiven Erleben bieten, also z.B. für sportliche Betätigung. Die Ergebnisse sind in Abbildung 21 als Boxplot je Schlagnutzungsart dargestellt.

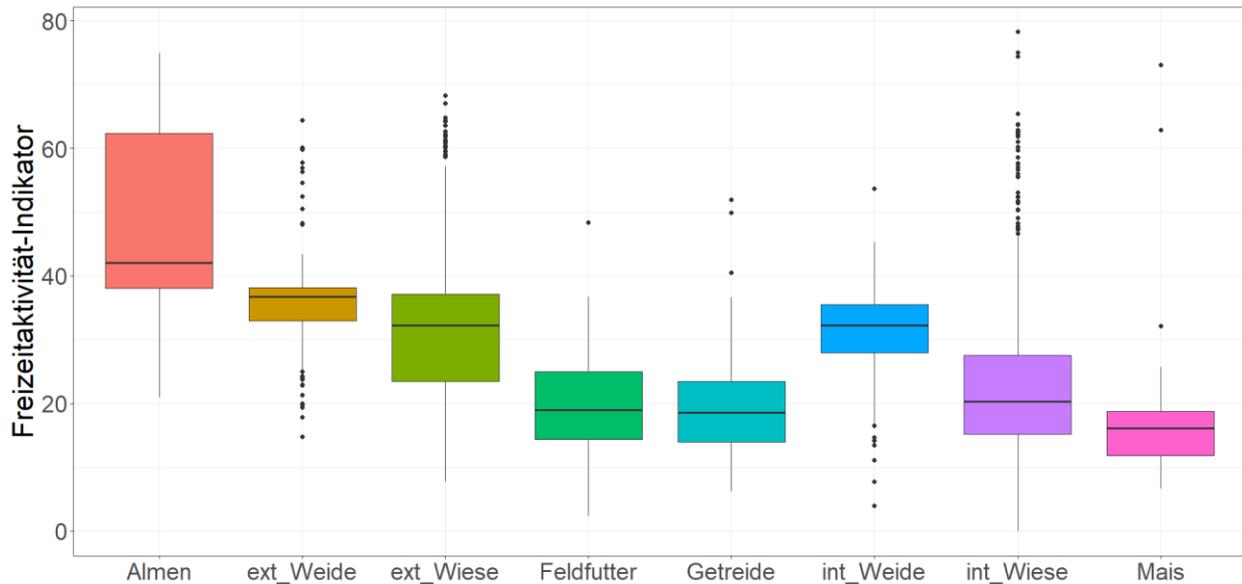


Abbildung 21: Freizeitaktivitätspotential nach Schlagnutzungsart

Extensive Wiesen und Weiden sowie Almflächen bieten das höchste Potential, weil deren Lage eher in attraktiveren, vielfältigen Landschaften ist und auch die Farbenvielfalt aufgrund der höheren Pflanzendiversität höher ist. Ackerflächen und intensive Wiesen zeigen deutlich geringeres Freizeitaktivitätspotential. Das hier dargestellte Freizeitaktivitätspotential wurde aus Modellierungen mit Geoinformationsdaten ermittelt. Dadurch können lokale Gegebenheiten abgebildet werden. Im Vergleich mit Literaturlauswertungen (Tasser et al. 2020), die fixe Werte den Schlagnutzungsarten zuordnet, ergibt sich eine hohe Übereinstimmung.

3.5 Nationaler Vergleich ÖSL

Im Unterschied zu den oben dargestellten Ergebnissen der ÖSL-Bewertung basieren die folgenden Auswertungen auf den 1857 Betrieben der SalzburgMilch, die nach der im Kapitel 2.1. beschriebenen Filterung übrigbleiben. Für die durchschnittliche österreichische Milchproduktion wurden die Betriebe nach den gleichen Kriterien gefiltert und die SalzburgMilch-Betriebe ausgeschlossen.

Die Ergebnisse zur Kohlenstoffspeicherung in den obersten 30 cm des Bodens sind in Abbildung 22 dargestellt. Daraus wird ersichtlich, dass die SalzburgMilch-Betriebe Flächen bewirtschaften,

die einen vergleichsweise hohen Bodenkohlenstoffvorrat aufweisen (ca. 85 t/ha). Die Flächen der restlichen milcherzeugenden Betriebe in Österreich liegen im Durchschnitt etwa 10 t/ha, und die landwirtschaftliche Nutzfläche ohne Milchproduktion mehr als 20 t/ha niedriger.

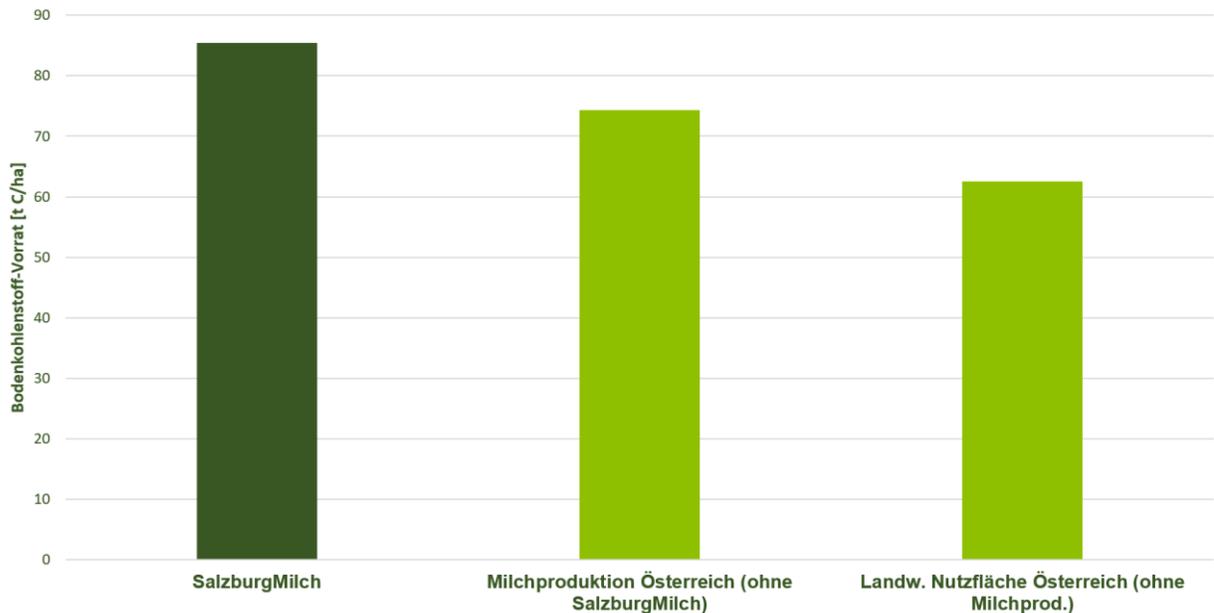


Abbildung 22: Nationaler Vergleich für Bodenkohlenstoffspeicher in den obersten 30 cm

Der Grund dafür ist, dass die milchproduzierenden Betriebe im Allgemeinen, und jene der SalzburgMilch noch verstärkt, höhere Anteile an Dauergrünlandflächen aufweisen. Diese Dauergrünlandflächen besitzen einen höheren Humusgehalt und damit höhere Werte für die Kohlenstoffspeicherung. Außerdem kommt hinzu, dass insbesondere im Raum Flachgau überdurchschnittliche hohe Werte für Bodenkohlenstoffspeicherung auftreten. Die Gründe dafür liegen in den Bedingungen, die die Bodenentwicklung beeinflussen, wie etwa Klima und Ausgangsgestein.

In der folgenden Abbildung 23 ist der Natürlichkeitsgrad der Flächen im Vergleich dargestellt. Dabei schneiden die SalzburgMilch-Flächen im Schnitt minimal besser ab als die restliche österreichische Milchproduktion. Die andere landwirtschaftliche Nutzfläche liegt dagegen deutlich darunter. Das hat damit zu tun, dass Ackerflächen einen geringeren Natürlichkeitsgrad aufweisen, da der Mensch durch die Bodenbearbeitung stärker in diese Ökosysteme eingreift. Andererseits sind die Flächen für die Milchproduktion (vorwiegend Grünland) eher in der Nähe von naturnahen oder natürlichen Ökosystemen zu finden. Hier spielt vor allem die Nähe zu den Alpen eine Rolle.

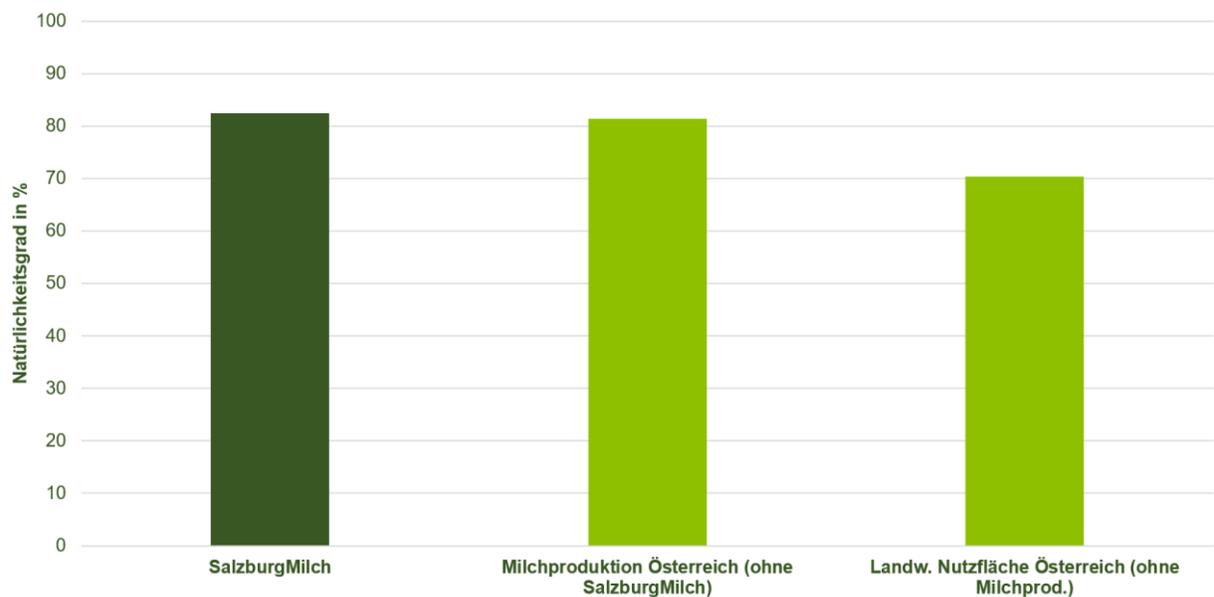


Abbildung 23: Vergleich Natürlichkeitsgrad auf österreichischen LNF

In sehr ähnlicher Weise gilt dies auch für das Naherholungspotential, dargestellt in Abbildung 24. Auch hier spielt besonders die Nähe zur Berggebieten eine wichtige Rolle. Berglagen weisen viele Eigenschaften auf, die das Naherholungspotential fördern. Der geringe Unterschied zwischen SalzburgMilch und der österreichischen Milchproduktion zeigt, dass der Anteil der extensiven Grünland- und Almflächen von der SalzburgMilch nahe dem österreichischen Durchschnitt liegt.

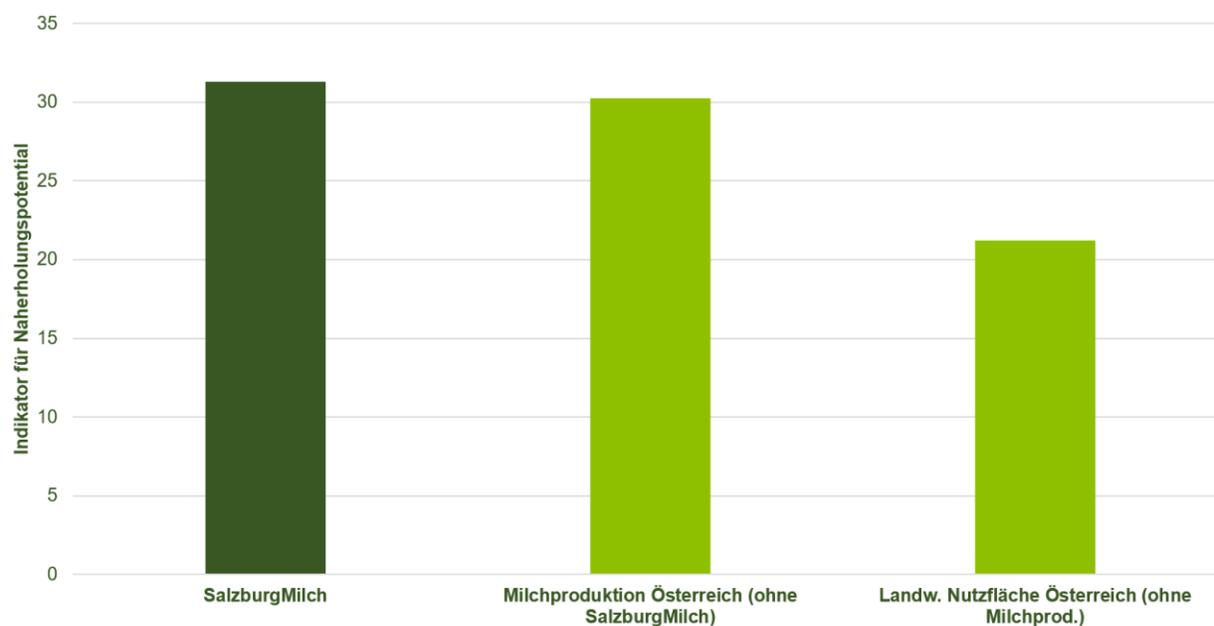


Abbildung 24: Vergleich Freizeitaktivitätspotential auf österreichischen LNF

In Abbildung 25 ist der Bodenabtrag in t/ha im Vergleich abgebildet. Die SalzburgMilch-Werte, die für jeden einzelnen Schlag vorliegen, wurden dabei mit den gesamten Ergebnissen aus der zugrunde liegenden Untersuchung (Strauss et al. 2020) verglichen. Der Österreich-Durchschnitt bezieht also auch die SalzburgMilch-Flächen mit ein, und das Ergebnis der SalzburgMilch wiederum bezieht sich, anders als in den drei Abbildungen zuvor, auf die Projektbetriebe.

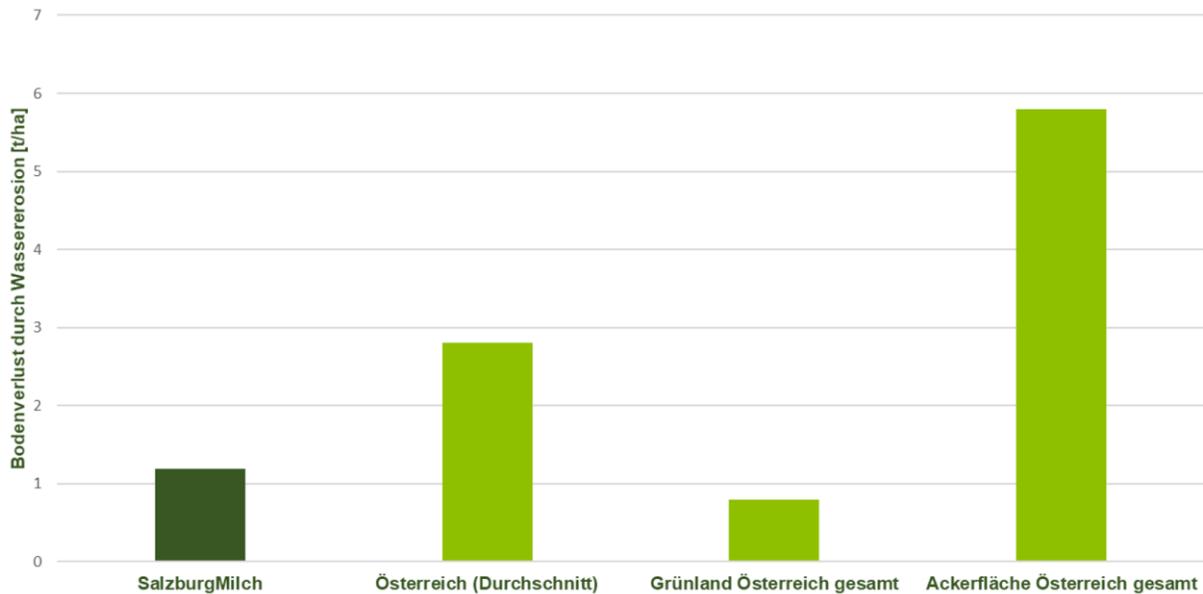


Abbildung 25: Vergleich Bodenabtrag durch Erosion auf österreichischen LNF

Besonders deutlich wird, dass Dauergrünland viel geringeren Bodenverlust aufweist als Ackerflächen. Da der Anteil an Dauergrünlandflächen bei der SalzburgMilch besonders hoch ist, liegt der Mittelwert auch deutlich unter jenem der gesamten LNF in Österreich, und nur geringfügig über dem Durchschnittswert für Grünland in Österreich.

3.6 Ergebnisse sozialer Indikatoren

Insgesamt zeigen die Ergebnisse zu den sozialen Indikatoren eine hohe Lebenszufriedenheit. Im Vergleich mit anderen Studien in Österreich (Ganglmair-Wooliscroft und Wooliscroft 2019; Hörtenhuber et al. 2013) deuten die Ergebnisse auf eine hohe soziale Nachhaltigkeit hin. Vor dem Hintergrund der Entschädigung für die Teilnahme an der Untersuchung kann ein Bias nicht vollständig ausgeschlossen werden. Nichtsdestoweniger können aus dem Vergleich der Ergebnisse untereinander wichtige Schlüsse gezogen werden.

Die Short Flourishing Scale (Diener et al. 2010) zielt mit ihren Fragen auf das Empfinden eines sinnerfüllten Lebens ab. Die Ergebnisse sind in Abbildung 26 dargestellt.

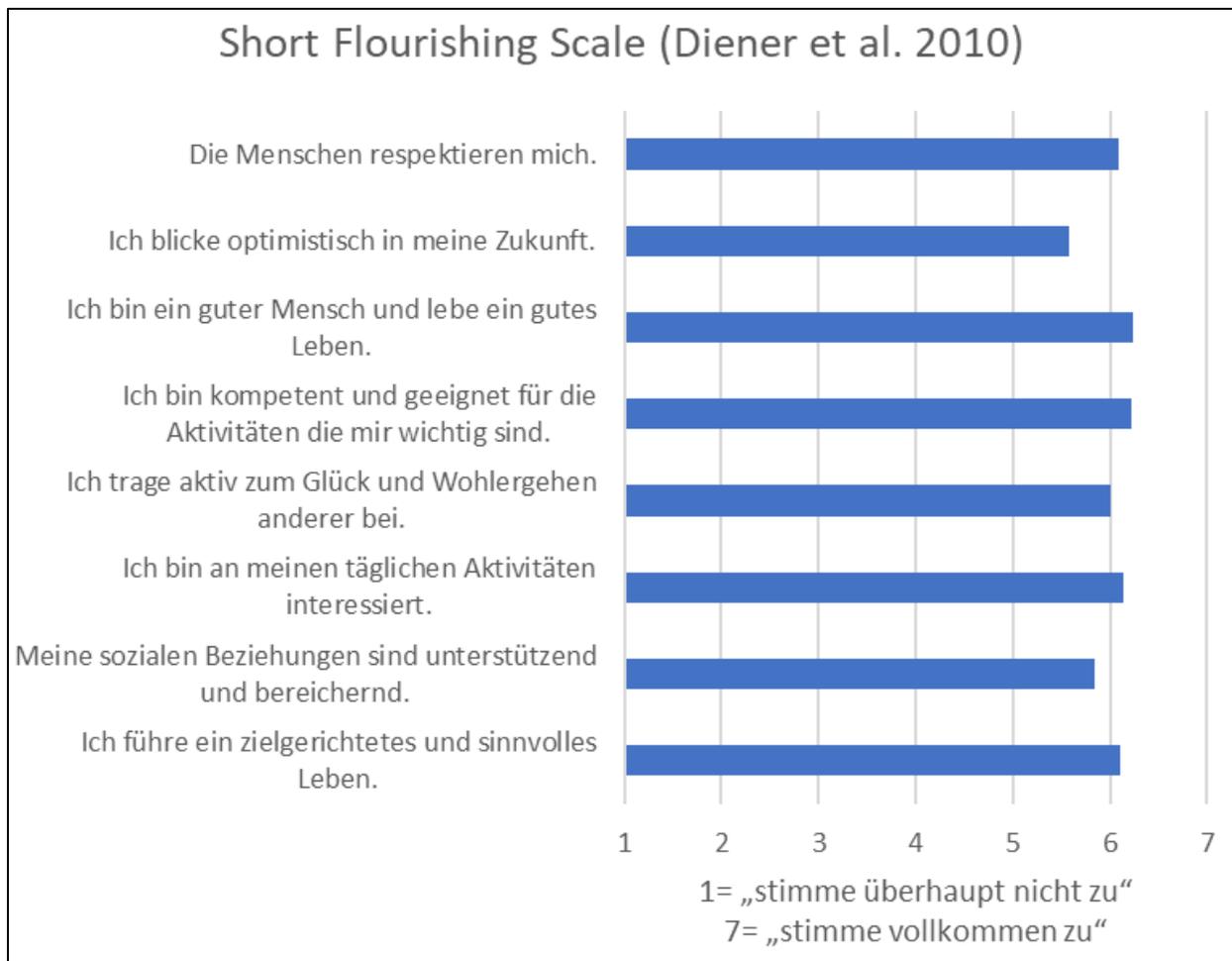


Abbildung 26: Mittelwerte zu einzelnen Fragen der Short Flourishing Scale

Wie bei den anderen Fragebögen (Satisfaction with Life Scale nach Diener et al. (1985) sowie Personal Wellbeing Index (Cummins et al. 2003), beide nicht in der Kurzversion dargestellt) sind die Ergebnisse aus dem Projekt (Gesamtscore 48,2) positiver als jene bei einer Studie zum Zusammenhang von Wohlbefinden und Konsumverhalten in Österreich (Ganglmair-Wooliscroft und Wooliscroft 2019) mit einem Wert von 43,6. Das Item „*Ich blicke optimistisch in die Zukunft*“ schneidet vergleichsweise am schlechtesten ab. Wobei mit einem Wert >5,5 von 7 Punkten die Zustimmung der Landwirt*innen trotzdem noch sehr hoch ist. Bei Ganglmair-Wooliscroft und Wooliscroft (2019) weisen die Ergebnisse zu „*Ich trage aktiv zum Glück und Wohlergehen anderer Menschen bei*“ den niedrigsten Wert auf. Diese Frage wird also von den Landwirt*innen im Projekt vergleichsweise positiv bewertet.

Die Zufriedenheit mit Aspekten der innerbetrieblichen Situation ist in Abbildung 27 dargestellt.



Abbildung 27: Mittlere Zufriedenheit mit innerbetrieblichen Aspekten

Ähnlich wie in Hörtenhuber et al. (2013) ist insgesamt eine sehr hohe Zufriedenheit vorhanden. Einkommen, Arbeitsumfang, körperliche Anstrengung und nervliche Belastung sind die Aspekte, mit denen die Projektbetriebsleiter*innen vergleichsweise am wenigsten zufrieden sind. Auch diesbezüglich decken sich die Ergebnisse weitgehend mit der genannten Untersuchung (Hörtenhuber et al. 2013). Lediglich in Bezug auf das Einkommen ist die Zufriedenheit in der vorliegenden Studie erkennbar höher (0,5 Punkte höher).

Bei Fragen zu stressenden Aspekten der Arbeit am landwirtschaftlichen Betrieb fielen die Antworten weniger positiv aus. Am stärksten wird Bürokratie mit Stress verbunden, gefolgt von Managementanforderungen, Zeitdruck und Arbeitsüberlastung. Im Vergleich mit (Hörtenhuber et al. 2013) ist Bürokratie deutlich stärker als stressender Aspekt vorhanden. Der Grund dafür könnte

auch in veränderten Förderbedingungen und Aufzeichnungspflichten liegen, da diese Untersuchung bereits ca. 10 Jahre zurückliegt.

4 Schlussfolgerungen

Umfassende Nachhaltigkeitsbewertungen benötigen ein vielfältiges Set an Indikatoren, und die Schlussfolgerungen beziehen sich dementsprechend auf ausgewählte Indikatoren bzw. Umweltwirkungen im Projekt.

Bei den Ergebnissen der Ökobilanzierung, bezogen auf ein kg ECM, ist eine Tendenz zu erkennen: höhere Milchleistungen bewirken geringere Treibhausgasemissionen und geringeren Landbedarf je kg ECM. Die terrestrische Versauerung dagegen ist stärker von dem Wirtschaftsdüngermanagement abhängig. Die marine Eutrophierung ist bei hohen Milchleistungen tendenziell höher, weil diese mit intensivem Ackerbau und Zukauf von stickstoffhaltigen Betriebsmitteln assoziiert ist. Diese Tendenzen sind jedoch nicht eindeutig und linear. Beispielsweise ist ab ca. 7000 kg ECM/Kuh und Jahr keine starke Verringerung der Klimawirkung pro kg Milch zu erkennen.

Die Betriebe des Projekts weisen aufgrund des geringen Krafffuttereinsatzes eine vergleichsweise hohe LKE auf. Nur einige wenige Betriebe schneiden aufgrund von hohem Krafffuttereinsatz und Fütterung von Silomais schlechter ab. Eine hohe Krafffuttereffizienz ist für LKE, marine Eutrophierung und ökonomische Parameter günstig.

Bei den ÖSL sind extensive Dauergrünlandflächen und Almen hervorzuheben. Sie schneiden beim Trinkwasserpotential, der pflanzlichen Biodiversität und dem Freizeitaktivitätspotential besonders gut ab. Einige wenige nährstoffübersorgte Flächen weisen aufgrund der verursachten Trinkwasserverschmutzung auf ein Verbesserungspotential hin. Das Untersuchungsgebiet besteht hauptsächlich aus Dauergrünland, was sich positiv auf Kohlenstoffspeicherung und Erosionsschutz auswirkt. Ein geringes Ausmaß an Ackerflächen in Hanglagen ist diesbezüglich ungünstig.

Die Lebenszufriedenheit unter den teilnehmenden Betrieben scheint sehr hoch zu sein, wobei eine systematische Verzerrung nicht ganz ausgeschlossen werden kann. Die wichtigsten negativen Aspekte sind dabei Zukunfts-Unsicherheit, Bürokratie und Management sowie Arbeitsumfang und Einkommen.

Betriebe in benachteiligten Gebieten sind meist extensiver und kleiner strukturiert, weisen aber die höheren ÖSL auf. Daher wäre eine stärkere finanzielle Würdigung zum Erhalt dieser ÖSL eine Möglichkeit, Zukunftssicherheit für diese Betriebe zu schaffen.

Danksagung

Ein besonderer Dank geht an die SalzburgMilch für die Finanzierung und Unterstützung dieses Forschungsvorhabens. Insbesondere gebührt Dank:

Geschäftsführer Andreas Gasteiger und Aufsichtsratsvorsitzenden Robert Leitner für die Unterstützung des Projektes und den spannenden Austausch zu Perspektiven der Landwirtschaft. Matthias Greisberger für tolle Zusammenarbeit und den tatkräftigen Support.

Willi Niedermüller und Stefan Leitner für die Hinweise zur praktischen Umsetzung des Fragebogens und den Informationen rund um die Lieferbetriebe.

Florian Schwap und Sabine Meissnitzer für den Support bei der Aufarbeitung und Darstellung der Ergebnisse.

Den Bauern und Bäuerinnen für das ausführliche Ausfüllen des Fragebogens und das geduldige Beantworten aller Nachfragen.

Außerdem bedanken sich die Autoren bei folgenden Personen, die mit ihrer Expertise und Datenbereitstellung essentiell zum Gelingen dieses Forschungsvorhabens beigetragen haben:

Otto Hofer vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft für den Zugang zu InVeKos-Daten.

Christoph Herbst von der AMA für die Übermittlung der Tierzahlen und -bewegungsdaten.

Andreas Bohner von der HBLFA für seine Expertise und den Austausch zu Biodiversität und Bodenkohlenstoff im Dauergrünland.

Peter Strauß vom Bundesamt für Wasserwirtschaft für die Übermittlung von schlagbezogenen Erosionsdaten und Thomas Weninger vom Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt für die Bereitstellung von Daten zur nutzbaren Feldkapazität.

Erich Tasser von der Universität Innsbruck für die wertvollen Diskussionen zu ÖSL und die Bereitstellung von digitalen Karten für Klima, Freizeitaktivitätspotential, Naturdistanz und Topographie.

Herbert Formayer und Josef Eitzinger vom Institut für Meteorologie und Klimatologie der BOKU für den Austausch zum Wasserhaushalt in der Landwirtschaft.

Francesco Vuolo und Aleksandar Dujakovic vom Institut für Geomatik der BOKU für den Austausch zu Evapotranspiration und das Übermitteln von Daten zu selbiger.

Stefan Dullinger von der Universität Wien für den Austausch, die Expertise und Daten zur Pflanzenvielfalt im Untersuchungsgebiet.

Theresa Krexner und Iris Kral vom Institut für Landtechnik der BOKU für den wertvollen Austausch zur Ökobilanzierung in der Landwirtschaft.

Literatur

- Battini, F., Agostini, A., Tabaglio, V. und Amaducci, S. (2016): Environmental impacts of different dairy farming systems in the Po Valley. In: *Journal of Cleaner Production* 112: 91–102. DOI: 10.1016/j.jclepro.2015.09.062.
- Baumgarten, A., Haslmayr, H.-P., Schwarz, M., Huber, S., Weiss, P., Obersteiner, E., Aust, G., Englisch, M., Horvath, D., Leitgeb, E., Foldal, C., Rodlauer, C., Bohner, A., Spiegel, H. und Jandl, R. (2021): Organic soil carbon in Austria – Status quo and foreseeable trends. In: *Geoderma* 402: 115214. DOI: 10.1016/j.geoderma.2021.115214.
- Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (Hrsg.) (2021): Gruber Tabelle zur Fütterung der Milchkühe, Zuchtrinder, Schafe, Ziegen. Backnang. Internet: https://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/publikationen/daten/informationen/gruber_tabelle_fuetterung_milchkuehe_zuchtrinder_schafe_ziegen_lfl-information.pdf [17.05.2021].
- Berton, M., Bovolenta, S., Corazzin, M., Gallo, L., Pinterits, S., Ramanzin, M., Ressi, W., Spigarelli, C., Zuliani, A. und Sturaro, E. (2021): Environmental impacts of milk production and processing in the Eastern Alps: A “cradle-to-dairy gate” LCA approach. In: *Journal of Cleaner Production* 303: 127056. DOI: 10.1016/j.jclepro.2021.127056.
- BMLFUW, (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Hrsg.) (2017): Richtlinien für die Sachgerechte Düngung: Anleitung zur Interpretation von Bodenuntersuchungsergebnissen in der Landwirtschaft. Wien.
- CE Delft (2018): Environmental Prices Handbook 2017. Methods and numbers for valuation of environmental inputs. Delft. Internet: https://cedelft.eu/wp-content/uploads/sites/2/2021/03/CE_Delft_7N54_Environmental_Prices_Handbook_2017_FINAL.pdf [24.10.2023].
- Cummins, R. A., Eckersley, R., Pallant, J., van Vugt, J. und Misajon, R. (2003): Developing a National Index of Subjective Wellbeing: The Australian Unity Wellbeing Index. In: *Social Indicators Research* 64 (2): 159–190. DOI: 10.1023/A:1024704320683.
- Diener, E., Emmons, R. A., Larsen, R. J. und Griffin, S. (1985): The Satisfaction With Life Scale. In: *Journal of Personality Assessment* 49 (1): 71–75. DOI: 10.1207/s15327752jpa4901_13.
- Diener, E., Wirtz, D., Tov, W., Kim-Prieto, C., Choi, D., Oishi, S. und Biswas-Diener, R. (2010): New Well-being Measures: Short Scales to Assess Flourishing and Positive and Negative Feelings. In: *Social Indicators Research* 97 (2): 143–156. DOI: 10.1007/s11205-009-9493-y.
- Dujakovic, A. (2023): Persönliche Kommunikation vom 16.06.2023.
- Dullinger, I., Gattringer, A., Wessely, J., Moser, D., Plutzer, C., Willner, W., Egger, C., Gaube, V., Haberl, H., Mayer, A., Bohner, A., Gilli, C., Pascher, K., Essl, F. und Dullinger, S. (2020): A socio-ecological model for predicting impacts of land-use and climate change on regional plant diversity in the Austrian Alps. In: *Global Change Biology* 26 (4): 2336–2352. DOI: 10.1111/gcb.14977.

- Ertl, P., Klocker, H., Hörtenhuber, S., Knaus, W. und Zollitsch, W. (2015): The net contribution of dairy production to human food supply: The case of Austrian dairy farms. In: *Agricultural Systems* 137: 119–125. DOI: 10.1016/j.agsy.2015.04.004.
- Ertl, P., Knaus, W. und Zollitsch, W. (2016): An approach to including protein quality when assessing the net contribution of livestock to human food supply. In: *animal* 10 (11): 1883–1889. DOI: 10.1017/S1751731116000902.
- Flach, L., Kühl, S., Lambertz, C. und Gauly, M. (2021): Environmental impact and food production of small-scale mountain dairy farms at different supplementation levels. In: *Journal of Cleaner Production* 310: 127429. DOI: 10.1016/j.jclepro.2021.127429.
- Ganglmair-Wooliscroft, A. und Wooliscroft, B. (2019): Well-Being and Everyday Ethical Consumption. In: *Journal of Happiness Studies* 20 (1): 141–163. DOI: 10.1007/s10902-017-9944-0.
- Gruber, L., Knaus, W., Susenbeth, A., Schwarz, F. J., Guggenberger, T., Fischer, B., Spiekers, H., Steingaß, H., Meyer, U., Münger, A., Jilg, T. und Obermaier, A. (2021): Evaluation of the net energy for lactation system and estimation of the energy requirements of dairy cows based on a comprehensive analysis of feeding trials. In: *Archives of Animal Nutrition* 75 (1): 1–17. DOI: 10.1080/1745039X.2020.1854595.
- Haines-Young, R. und Potschin, M. (2018): Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure. Internet: <https://cices.eu/content/uploads/sites/8/2018/01/Guidance-V51-01012018.pdf>.
- Hayek, M. N., Harwatt, H., Ripple, W. J. und Mueller, N. D. (2021): The carbon opportunity cost of animal-sourced food production on land. In: *Nature Sustainability* 4 (1): 21–24. DOI: 10.1038/s41893-020-00603-4.
- Hörtenhuber, S., Kirner, L., Neumayr, C., Quendler, E., Strauss, A., Drapela, T. und Zollitsch, W. (2013): Integrative Bewertung von Merkmalen der ökologischen, ökonomischen und sozialetischen Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Produktionssysteme am Beispiel von Milchproduktionssystemen. Forschungsprojekt. Endbericht. Wien. Internet: https://www.dafne.at/prod/dafne_plus_common/attachment_download/99b60b62038f0bf208c91219a00cae10/Endbericht_Nachhaltige_Milch_final.pdf [20.09.2021].
- Hörtenhuber, S., Lindenthal, T., Amon, B., Markut, T., Kirner, L. und Zollitsch, W. (2010): Greenhouse gas emissions from selected Austrian dairy production systems—model calculations considering the effects of land use change. In: *Renewable Agriculture and Food Systems* 25 (4): 316–329. DOI: 10.1017/S1742170510000025.
- Huijbregts, M. A. J., Steinmann, Z. J. N., Elshout, P. M. F., Stam, G., Verones, F., Vieira, M., Zijp, M., Hollander, A. und Zelm, R. van (2017): ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment* 22 (2): 138–147. DOI: 10.1007/s11367-016-1246-y.
- Hülsbergen, K.-J. und Rahmann, G. (Hrsg.) (2015): Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben: Forschungsergebnisse 2013-2014. Germany. Internet: <http://d-nb.info/1071605712/> [25.10.2019].

- IDF, (International Dairy Federation) (Hrsg.) (2022): The IDF global Carbon Footprint standard for the dairy sector. Bulletin of the IDF 520/2022. Brussels. Internet: https://cdn.shopify.com/s/files/1/0603/5167/6609/files/Bulletin_of_the_IDF_No_520_The_IDF_global_Carbon_Footprint_standard_for_the_dairy_sector_CAT.pdf?v=1663181271 [08.10.2022].
- Ineichen, S., Schenker, U., Nemecek, T. und Reidy, B. (2022): Allocation of environmental burdens in dairy systems: Expanding a biophysical approach for application to larger meat-to-milk ratios. In: *Livestock Science* 261: 104955. DOI: 10.1016/j.livsci.2022.104955.
- IPCC, (Intergovernmental Panel On Climate Change) (2021): Climate Change 2021 – The Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. DOI: 10.1017/9781009157896.
- Kok, A., de Olde, E. M., de Boer, I. J. M. und Ripoll-Bosch, R. (2020): European biodiversity assessments in livestock science: A review of research characteristics and indicators. In: *Ecological Indicators* 112: 105902. DOI: 10.1016/j.ecolind.2019.105902.
- Maas, B., Fabian, Y., Kross, S. M. und Richter, A. (2021): Divergent farmer and scientist perceptions of agricultural biodiversity, ecosystem services and decision-making. In: *Biological Conservation* 256: 109065. DOI: 10.1016/j.biocon.2021.109065.
- Niu, M., Kebreab, E., Hristov, A. N., Oh, J., Arndt, C., Bannink, A., Bayat, A. R., Brito, A. F., Boland, T., Casper, D., Crompton, L. A., Dijkstra, J., Eugène, M. A., Garnsworthy, P. C., Haque, M. N., Hellwing, A. L. F., Huhtanen, P., Kreuzer, M., Kuhla, B., Lund, P., Madsen, J., Martin, C., McClelland, S. C., McGee, M., Moate, P. J., Muetzel, S., Muñoz, C., O’Kiely, P., Peiren, N., Reynolds, C. K., Schwarm, A., Shingfield, K. J., Storlien, T. M., Weisbjerg, M. R., Yáñez-Ruiz, D. R. und Yu, Z. (2018): Prediction of enteric methane production, yield, and intensity in dairy cattle using an intercontinental database. In: *Global Change Biology* 24 (8): 3368–3389. DOI: 10.1111/gcb.14094.
- Resch, R., Guggenberger, T., Gruber, L., Ringdorfer, F., Buchgraber, K., Wiedner, G., Kasal, A. und Wurm, K. (2017): Futterwerttabellen für das Grundfutter im Alpenraum. ÖAG-INFO 8/2006. Irdning.
- Rüdisser, J., Tasser, E. und Tappeiner, U. (2012): Distance to nature—A new biodiversity relevant environmental indicator set at the landscape level. In: *Ecological Indicators* 15 (1): 208–216. DOI: 10.1016/j.ecolind.2011.09.027.
- Schaller, L., Targetti, S., Villanueva, A. J., Zasada, I., Kantelhardt, J., Arriaza, M., Bal, T., Fedrigotti, V. B., Giray, F. H., Häfner, K., Majewski, E., Malak-Rawlikowska, A., Nikolov, D., Paoli, J.-C., Piorr, A., Rodríguez-Entrena, M., Ungaro, F., Verburg, P. H., van Zanten, B. und Viaggi, D. (2018): Agricultural landscapes, ecosystem services and regional competitiveness—Assessing drivers and mechanisms in nine European case study areas. In: *Land Use Policy* 76: 735–745. DOI: 10.1016/j.landusepol.2018.03.001.
- Scheurich, A., Penicka, A., Hörtenhuber, S., Lindenthal, T., Quendler, E. und Zollitsch, W. (2021): Elements of Social Sustainability among Austrian Hay Milk Farmers: Between Satisfaction and Stress. In: *Sustainability* 13 (23): 13010. DOI: 10.3390/su132313010.

- Schirpke, U., Meisch, C., Marsoner, T. und Tappeiner, U. (2018): Revealing spatial and temporal patterns of outdoor recreation in the European Alps and their surroundings. In: *Ecosystem Services* 31: 336–350. DOI: 10.1016/j.ecoser.2017.11.017.
- Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T. D., Castel, V., Rosales M., M. und Haan, C. de (2006): *Livestock's long shadow: environmental issues and options*. Rome.
- Strauss, P., Schmaltz, E., Krammer, C., Zeiser, A., Weinberger, C., Kuderna, M. und Deutsch, G. (2020): Bodenerosion in Österreich – Eine nationale Berechnung mit regionalen Daten und lokaler Aussagekraft für ÖPUL. Petzenkirchen.
- Tasser, E., Schirpke, U., Zoderer, B. M. und Tappeiner, U. (2020): Towards an integrative assessment of land-use type values from the perspective of ecosystem services. In: *Ecosystem Services* 42: 101082. DOI: 10.1016/j.ecoser.2020.101082.
- Theurl, M. C., Lauk, C., Kalt, G., Mayer, A., Kaltenegger, K., Morais, T. G., Teixeira, R. F. M., Domingos, T., Winiwarter, W., Erb, K.-H. und Haberl, H. (2020): Food systems in a zero-deforestation world: Dietary change is more important than intensification for climate targets in 2050. In: *Science of The Total Environment* 735: 139353. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.139353.
- UBA, (Umweltbundesamt) (2021): Austria's National Inventory Report 2021. Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change and under the Kyoto Protocol. Wien. Internet: <https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/rep0761.pdf> [09.08.2021].
- Wernet, G., Bauer, C., Steubing, B., Reinhard, J., Moreno-Ruiz, E. und Weidema, B. (2016): The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment* 21 (9): 1218–1230. DOI: 10.1007/s11367-016-1087-8.