

Umwelt

Agroscope Science | Nr. 33 / Okt 2016



Umfassende Beurteilung der Nachhaltigkeit von Landwirtschaftsbetrieben

Autoren

Andreas Roesch, Gérard Gaillard, Jonas Isenring, Christine Jurt, Nina Keil, Thomas Nemecek, Christina Rufener, Beatrice Schüpbach, Christina Umstätter, Tuija Waldvogel, Thomas Walter, Jessica Werner, Alexander Zorn

Impressum

Herausgeber: Agroscope
Institut für Nachhaltigkeitswissenschaften INH
Reckenholzstrasse 191
8046 Zürich
Schweiz
www.agroscope.ch

Ansprechpartner: Andreas Roesch
E-Mail: andreas.roesch@agroscope.admin.ch

Redaktion: Tuija Waldvogel

Titelbilder: Gabriela Brändle

Übersetzungen: Übersetzungsdienst Agroscope

Download: www.agroscope.ch/science

Copyright: © 2016 Agroscope

ISSN: 2296-729X

ISBN: 978-3-906804-20-0

Inhaltsverzeichnis

Danksagung	6
Zusammenfassung	7
Résumé	13
Riassunto	19
Summary	25
Abkürzungen	31
1 Einleitung	34
1.1 Ausgangssituation	34
1.2 Ziele und Zielgruppen der Studie	35
1.3 Projektorganisation	35
1.4 Gliederung des Berichtes	35
2 Vorgehensweise	37
2.1 Einführung	37
2.2 Methodik	38
Teil I: Soziale Dimension	42
3 Menschliches Wohlbefinden	43
3.1 Einleitung.....	43
3.2 Relevanz des Themas für die Nachhaltigkeit.....	43
3.3 Überblick.....	43
3.4 Beschreibung der Indikatoren.....	61
3.5 Evaluation der Indikatoren	79
3.6 Empfehlung.....	81
3.7 Schlussfolgerung und Fazit	81
4 Arbeitsbelastung	83
4.1 Einleitung.....	83
4.2 Relevanz des Themas für die Nachhaltigkeit.....	83
4.3 Überblick.....	84
4.4 Beschreibung der Indikatoren.....	84
4.5 Evaluation der Indikatoren	89
4.6 Empfehlung.....	90
4.7 Schlussfolgerung und Fazit	90
5 Tierwohl	91
5.1 Einleitung.....	91
5.2 Relevanz des Themas für die Nachhaltigkeit.....	92
5.3 Überblick.....	92
5.4 Beschreibung der Indikatoren.....	95
5.5 Evaluation der Indikatoren (Beurteilungskriterien)	96
5.6 Empfehlung.....	104
5.7 Schlussfolgerung und Fazit	105
6 Landschaftsbild	106
6.1 Einleitung.....	106
6.2 Relevanz des Themas	106
6.3 Überblick.....	107
6.4 Beschreibung der Indikatoren	113

6.5	Ziel des Indikators.....	113
6.6	Evaluation der Indikatoren	114
6.7	Empfehlung.....	115
6.8	Schlussfolgerung und Fazit	117
Teil II: Wirtschaftliche Dimension		119
7	Wirtschaftliche Indikatoren.....	120
7.1	Einleitung.....	120
7.2	Relevanz des Themas für die Nachhaltigkeit.....	120
7.3	Überblick verfügbarer Methoden.....	120
7.4	Beschreibung der Indikatoren	121
7.5	Evaluation der Indikatoren	126
7.6	Empfehlung.....	131
7.7	Schlussfolgerung und Fazit	132
Teil III: Dimension Umwelt.....		133
8	Ressourcennutzung	134
8.1	Einleitung.....	134
8.2	Abiotische Ressourcen	136
8.3	Wasserbedarf	139
8.4	Landnutzung.....	140
8.5	Teil-Aggregation der Ressourcennutzungs-Indikatoren.....	142
8.6	Evaluation der Indikatoren	142
8.7	Empfehlung.....	143
9	Klima (Treibhauspotenzial).....	145
9.1	Einleitung.....	145
9.2	Sachbilanz	145
9.3	Wirkungsabschätzung	147
9.4	Evaluation des Indikators.....	148
9.5	Empfehlung.....	148
10	Nährstoffbezogene Umweltwirkungen.....	149
10.1	Einleitung.....	149
10.2	Sachbilanz	149
10.3	Wirkungsabschätzung	149
10.4	Evaluation der Indikatoren	153
10.5	Diskussion und Empfehlung	153
11	Ökotoxizität	154
11.1	Einleitung.....	154
11.2	Relevanz des Themas für die Nachhaltigkeit.....	154
11.3	Überblick.....	155
11.4	Beschreibung der Methoden.....	156
11.5	Evaluation der Methoden.....	167
11.6	Empfehlung.....	172
11.7	Schlussfolgerung und Fazit	173
12	Biodiversität.....	174
12.1	Einleitung.....	174
12.2	Relevanz des Themas für die Nachhaltigkeit.....	175
12.3	Überblick.....	176
12.4	Beschreibung der Indikatoren	177
12.5	Evaluation der Indikatoren	180

12.6	Empfehlung.....	186
12.7	Schlussfolgerung und Fazit	187
13	Bodenqualität.....	189
13.1	Einleitung.....	189
13.2	Relevanz des Themas für die Nachhaltigkeit.....	189
13.3	Überblick.....	190
13.4	Beschreibung der Indikatoren	193
13.5	Evaluation der Indikatoren	198
13.6	Empfehlung.....	209
13.7	Schlussfolgerung und Fazit	210
14	Aggregation.....	212
14.1	Einleitung.....	212
14.2	Normalisierung.....	212
14.3	Gewichtung.....	213
14.4	Aggregation	214
14.5	Aggregation von Umweltwirkungen	215
14.6	Aggregation ökonomischer Kennzahlen	216
14.7	Aggregation sozialer Indikatoren	217
14.8	Aggregation auf Stufe gesamter Nachhaltigkeit.....	218
15	Diskussion und Synthese	220
16	Schlussfolgerungen und Ausblick.....	223
16.1	Schlussfolgerungen	223
16.2	Empfehlung.....	224
16.3	Forschungsbedarf.....	225
17	Anhang	227
18	Referenzen	261

Danksagung

Die Autorinnen und Autoren bedanken sich bei allen, die dieses Projekt mit ihrem Fachwissen und guten Ideen unterstützt haben. Im Besonderen gilt unser Dank:

Der grosszügigen finanziellen Unterstützung durch den Migros-Genossenschaftsbund.

Den Mitgliedern der Projektoberleitung, Manfred Bötsch, Christina Marschall, Bernhard Kammer, Michael Winzeler und Gérard Gaillard für die interessanten Diskussionen und wertvollen Inputs während der gesamten Projektphase.

Der wissenschaftlichen Begleitgruppe (die Namen sind im Anhang 1 aufgeführt), welche die fachliche Arbeit kritisch gewürdigt hat und durch ihr positives Feedback zum erfolgreichen Projektabschluss beigetragen hat.

Den Kollegen Otto Daniel, Eva Kohlschmid, Annette Aldrich und Esther Kohler aus der Forschungsgruppe Ökotoxikologie und Marianne Balmer aus der Forschungsgruppe Pflanzenschutzchemie für die intensive Begleitung im Bereich Ökotoxikologie.

Unseren lieben Kolleginnen und Kollegen aus der Gruppe Ökobilanzen für die sorgfältige Durchsicht gewisser Teile des Manuskriptes, insbesondere Maria Bystricky und Silvia Marton.

Tuija Waldvogel für anspruchsvolle Korrektur- und Redigierarbeiten.

Vielen weiteren Kolleginnen und Kollegen von Agroscope, welche Interesse am Projekt zeigten und sich gerne in (auch mal längere) Diskussionen verwickeln liessen.

Zusammenfassung

Eine nachhaltig gestaltete landwirtschaftliche Produktion ist die Voraussetzung für eine zukunftsfähige Nahrungsmittelerzeugung und Versorgung der Bevölkerung. Zahlreiche Forschungsarbeiten zeigen auf, dass es nicht ausreicht, sich auf die ökologische Komponente der Nachhaltigkeit zu beschränken. Vielmehr wird die ganzheitliche Betrachtung der Nachhaltigkeit auf Basis der drei Dimensionen Soziales, Ökonomie und Ökologie immer wichtiger.

Die vorliegende Studie liefert wissenschaftliche Grundlagen zur Beurteilung der Nachhaltigkeit von Landwirtschaftsbetrieben. Dabei werden die folgenden Komponenten der Nachhaltigkeit berücksichtigt. Soziales: menschliches Wohlbefinden, Tierwohl und Landschaftsbild; Ökonomie: wirtschaftliche Situation; Ökologie: Ressourcennutzung, Klima, Nährstoffmanagement, Ökotoxizität, Biodiversität und Bodenqualität. Die Bewertung wird auf der Basis eines geeigneten Sets quantitativer Wirkungsindikatoren durchgeführt und folgt der Maxime einer optimalen Kombination von wissenschaftlicher Genauigkeit und Praxistauglichkeit, was insbesondere auch eine möglichst kostengünstige und effiziente Datenerhebung umfasst. Bei der Entwicklung der Konzepte und Indikatoren wurde darauf geachtet, wenn möglich den methodischen Ansatz der Lebenszyklusanalyse umzusetzen. Da die verschiedenen Aspekte der sozialen Nachhaltigkeit noch immer wenig erforscht sind, wird in dieser Studie der Dimension „Soziales“ spezielle Aufmerksamkeit geschenkt. Neben der Diskussion und Synthese der erarbeiteten Resultate werden im vorliegenden Bericht einige Hinweise zur Aggregation der Indikatoren aufgeführt.

Im Folgenden werden die wichtigsten Resultate der Studie zusammengefasst. Eine Übersicht der in dieser Studie analysierten Teilaspekte der Nachhaltigkeit ist in Tabelle 1 wiedergegeben.

Tabelle 1: Liste der in der Studie untersuchten Teilaspekte der Nachhaltigkeitsbewertung von Landwirtschaftsbetrieben. In der letzten Spalte wird vorgeschlagen, wie die Beurteilung praktisch umgesetzt werden kann.

Dimension	Thema	Teilaspekte	Umsetzung
Soziales	Wohlbefinden	Finanzielles und Arbeitsbedingungen	Erhebungsbogen: 3 Fragen
		Wohnbedingungen	Erhebungsbogen: 1 Frage
		Gesundheit	Erhebungsbogen: 4 Fragen
		Work-Life-Balance	Erhebungsbogen: 5 Fragen
		Bildung und Fähigkeiten	Erhebungsbogen: 2 Fragen
		Soziale Beziehungen	Erhebungsbogen: 3 Fragen
		Bürgerengagement und Governance	Erhebungsbogen: 4 Fragen
		Subjektives Wohlbefinden	Befindlichkeitsbefragung BLW (Wichtigkeit/Zufriedenheit von Lebensbereichen)
	Zeitliche Arbeitsbelastung	Quotient aus benötigten und vorhandenen Arbeitskräften	
	Tierwohl	Ausbleiben von anhaltendem Hunger und Durst	Punktesystem (Zusatzleistungen gegenüber Minimum des Schweizer Tierschutzgesetzes)
		Komfort beim Ruhen	
Thermaler Komfort			
Bewegungsfreiheit			
Ausbleiben von Verletzungen, Krankheiten und managementbedingten Schmerzen			

Dimension	Thema	Teilaspekte	Umsetzung	
		Ausdruck von Sozial- und anderen Verhalten		
		Gute Mensch-Tier-Beziehung		
		Positiver emotionaler Zustand		
	Landschaftsbild	Diversität, Ästhetik der Landschaft	Shannon-Index, berechnet aus AGIS-Strukturdaten	
Wirtschaft	Rentabilität	Arbeitsverdienst je Familien-Arbeitskraft	Berechnung aus Buchhaltungsdaten	
		Gesamtkapitalrentabilität		
	Liquidität	Cashflow-Umsatz-Rate		
		Dynamischer Verschuldungsgrad		
	Stabilität	Anlageintensität		
		Anlagendeckung		
Umwelt	Ressourcennutzung	Nicht-erneuerbare Energieressourcen	Kumulierter Energieaufwand (Ecoinvent-Methode)	
		Phosphor und Kalium	CML-2001-Methode	
		Wasserbedarf (Süsswasser)	Methode von Pfister <i>et al.</i> (2009)	
		Landnutzung	Indikatoren auf drei Ebenen: Flächenbedarf (z.B. CML-2001-Methode) Biomasse-Produktionspotenzial, Nahrungsmittelpotenzial (z.B. Proteinproduktionspotenzial)	
	Klimaänderung	Treibhausgase (CO ₂ , CH ₄ und N ₂ O)	Treibhausgaspotenzial nach IPCC (Zeithorizont 100 Jahre)	
	Nährstoffbezogene Umweltwirkungen	Eutrophierung (aquatisch & terrestrisch)	Eutrophierungspotenzial (Methode EDIP 2003)	
		Versauerung (aquatisch & terrestrisch)	Versauerungspotenzial (z.B. Methode ReCiPe oder „Accumulated Exceedance“ für terrestrische Versauerung)	
	Ökotoxizität	Ökotoxizität von Pestiziden	PestLCI für Sachbilanz USEtox für Wirkungsabschätzung	
	Biodiversität		Genetische Vielfalt	SALCA-BD oder Biodiversitätspunkte gemäss IP-SUISSE
			Artenvielfalt	
			Lebensraumvielfalt	
			Lebensraumvernetzung	
			Vielfalt landwirtschaftlicher Kulturen	
Potenziell natürlicher Lebensraum				
	Pflanzenschutzmittel			

Dimension	Thema	Teilaspekte	Umsetzung
		Düngereinsatz	
		Bewässerung	
		Nutzungsintensität, Bewirtschaftungstechnik	
		Funktionelle Aspekte	
	Bodenqualität	Erosion	SALCA-SQ
		Humusgehalt (Gehalt an organischem Kohlenstoff)	
		Wasserhaushalt	
		Bodenverdichtung	
		Einfluss von Pestiziden	

Soziales

Unter der sozialen Dimension der Nachhaltigkeit werden die drei Aspekte Wohlbefinden, Tierwohl und Landschaftsbild beschrieben. Der Herleitung eines Indikators zur Abschätzung der Arbeitsbelastung wird ein eigenes Kapitel gewidmet.

Die Analyse verschiedener Konzepte zeigte, dass das von der Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (OECD) entwickelte Well-being-Konzept eine fundierte Grundlage zur Entwicklung und Einordnung von Indikatoren zur Beschreibung des Wohlbefindens darstellt. Dieses Konzept unterscheidet zwischen dem ökonomischen Kapital, dem Naturkapital, dem Humankapital und dem Sozialkapital, die zusammen zu einem nachhaltigen Wohlbefinden beitragen. Vorteilhaft wirkt sich dabei aus, dass dieses Konzept sowohl das sogenannte Grundbedürfniskonzept als auch das Konzept des Sozialkapitals aufgreift, und damit wichtige Komponenten der sozialen Nachhaltigkeit berücksichtigt. Die im OECD-Well-being-Framework gewählte Unterteilung des Wohlbefindens in drei materielle und acht immaterielle Dimensionen wurde dabei leicht modifiziert, da beispielsweise der Aspekt der persönlichen Sicherheit (Kriminalität, Kriege, Terrorismus) in der Schweizer Landwirtschaft kaum relevant ist. Aufbauend auf dem OECD-Well-being-Konzept und der Analyse verschiedener existierender Bewertungsinstrumente wurde ein möglichst quantitatives und einfach messbares Indikatorenset zusammengestellt, das die verschiedenen Dimensionen des OECD-Konzepts möglichst vollständig abdeckt und gleichzeitig die wichtigsten internen und externen Stakeholder (Betriebsleiterfamilie, Angestellte, Lieferanten, Konsumenten) mitberücksichtigt. Dieses Indikatorenset wird durch einen Fragebogen mit 24 Fragen für die folgenden Teilaspekte gemäss einer angepassten Version der OECD ermittelt: (i) Finanzielles und Arbeitsbedingungen, (ii) Wohnbedingungen, (iii) Gesundheit, (iv) Work-Life-Balance, (v) Bildung und Fähigkeiten, (vi) soziale Beziehungen und (vii) Bürgerengagement und Governance. Zusätzlich zur genauen Fragestellung werden jeweils auch die betroffenen Stakeholder und mögliche Ausprägungen der Antwort angegeben sowie ein Leistungsreferenzwert vorgeschlagen. Der Komponente des subjektiven Wohlbefindens wird in der aktuellen Sozialforschung eine sehr hohe Bedeutung zugeschrieben. Zur Bestimmung dieser Komponente wird der von Radlinsky *et al.* (2000) erarbeitete Ansatz zur Messung der Lebensqualität in der Schweizer Landwirtschaft empfohlen, der auch in der Befindlichkeitsbefragung des Bundesamts für Landwirtschaft BLW angewendet wird. Die Methode zeichnet sich dadurch aus, dass nicht nur die Zufriedenheit in verschiedenen Lebensbereichen ermittelt wird, sondern jeweils auch deren Wichtigkeit. Kritisch wird beurteilt, dass – aufgrund der im Projekt vorgegeben Spezifikationen, den Fragebogen ausschliesslich vom Betriebsleiter ausfüllen zu lassen – das subjektive Wohlbefinden der übrigen internen Stakeholder (Familienmitglieder, familienfremde Angestellte) nicht in die Bewertung einfließt.

Die Arbeitsbelastung stellt insbesondere in der Landwirtschaft mit häufig hohen wöchentlichen Arbeitsstunden eine wichtige Komponente der sozialen Nachhaltigkeit dar. Der vorgeschlagene Indikator beruht auf dem praxistauglichen Ansatz eines Vergleichs des theoretisch abgeleiteten Arbeitszeitaufwandes und der auf dem Betrieb vorhandenen Arbeitskräfte. Die von Agroscope entwickelte und breit eingesetzte Software „ART-Arbeitsvoranschlag“ ist ein ideales Tool, um den Arbeitszeitbedarf eines Betriebes anhand von Modellen zu

ermitteln. Die tatsächlich auf dem Betrieb vorhandenen Arbeitskräfte können (zumindest approximativ, da nur die Anzahl Arbeitskräfte in drei Pensum-Kategorien erhoben wird) der Strukturdatenbank AGIS entnommen werden. Der Indikator für die Arbeitsbelastung wird aus dem Verhältnis von benötigten zu den auf dem Betrieb vorhandenen Arbeitskräften bestimmt, wobei Werte über 1 auf eine potenzielle Überbelastung hinweisen. Die benötigten Arbeitskräfte werden dabei durch den modellierten Arbeitszeitaufwand abgeschätzt. Ungünstig auf die Genauigkeit des Indikators wirken sich insbesondere mangelnde Informationen über den Mechanisierungsgrad und den Umfang der durch Lohnunternehmer ausgeführten Arbeiten aus.

In der Studie wird aufgezeigt, dass es keinen einfachen Indikator zur Beschreibung des Tierwohls geben kann, da eine Bewertung des Tierwohls eine mehrdimensionale Betrachtung verlangt und zudem von Idealen und Werten abhängt. Eine ganzheitliche Bewertung des Tierwohls muss alle drei von Fraser (2008) formulierten Perspektiven (Natürliches Verhalten, Gesundheit und Physiologie und Gefühlszustand) umfassen, die von den „Fünf Freiheiten“ wie etwa Freiheit von haltungsbedingten Beschwerden (Brambell 1965) abgedeckt werden. Zur Entwicklung eines umfassenden Tierwohlsindikators ist es zweckmässig, die zwölf im Welfare®-Quality-Protokoll behandelten Tierwohlaspekte (z.B. Bewegungsfreiheit und Ausbleiben von Schmerzen) zu berücksichtigen (Welfare Quality® 2009b). Aus Gründen der Machbarkeit sind Welfare®-Quality-Protokolle nicht für eine breite Anwendung und/oder grosse Anzahl von Betrieben geeignet. Deshalb wird eine pragmatische Lösung vorgeschlagen: In einem ersten Schritt werden für jede Tierart Massnahmen bestimmt, die eine positive Wirkung auf einen der zwölf Tierwohlaspekte ausüben und über das gesetzliche Minimum des Schweizer Tierschutzgesetzes hinausgehen. In der vorliegenden Studie wird für die beiden Nutztierarten Milchkühe und Mastschweine eine Parameterliste vorgeschlagen. Jede dieser Massnahmen wird mit Punkten belohnt. Zudem wird der Mehrwert der beiden Ethoprogramme BTS (Besonders tierfreundliche Stallhaltungssysteme) und RAUS (Regelmässiger Auslauf im Freien) anhand eines Punktesystems bezüglich der zwölf Tierwohlaspekte bewertet. Die Autorinnen betonen, dass bis zur operationalisierten Bewertung des Tierwohls noch grosser Forschungsbedarf nötig ist, sei es für die Bewertung weiterer Nutztierarten oder für die Verifikation, ob die vorgeschlagenen Massnahmen durch tierbasierte Messungen und/oder andere Tierwohlsbewertungsmethoden bestätigt werden können.

Die Ästhetik der Landschaft wird der sozialen Dimension der Nachhaltigkeit zugeordnet. Ein Indikator für die Bewertung des Landschaftsbildes hat vielen Ansprüchen zu genügen. So muss der Indikator einfach operationalisierbar sein, eine grosse Vielfalt an Landschaften abdecken, aber auch den speziellen und seltenen Landschaften (z.B. dominiert von Hochstammobstgärten) gerecht werden. Dazu wurden aus den neun im Rahmenkonzept von Tveit *et al.* (2006) beschriebenen Konzepten zur Entwicklung von Landschaftsindikatoren die drei Folgenden ausgewählt: (i) Vielfalt/Diversität, (ii) Naturnähe sowie (iii) Jahreszeiten. Die Diversität wurde in verschiedenen Studien mithilfe des Shannon-Diversitätsindex bestimmt, der mehrfach eine ausreichende Korrelation mit der Landschaftspräferenz zeigte. Da eine höhere Diversität nicht zwingend zu einer höher bewerteten („schöneren“) Landschaft führt, wurden Präferenzwerte von Nutzungstypen als Mass für deren Naturnähe zur Berechnung eines gewichteten Shannon-Index miteinbezogen. Die Jahreszeit lässt sich durch eine akkumulierte saisonale Diversität ermitteln. Diese kann durch eine Differenzsumme berechnet werden, da für die Landschaftselemente die Präferenzwerte für verschiedene Entwicklungsstadien der Kulturen und Biodiversitätsförderflächen in zweiwöchigen Abständen zwischen März und Oktober zur Verfügung stehen. Im vorliegenden Bericht wird betont, dass eine weitere Verfeinerung dieser Konzepte nötig ist, damit Betriebe mit einer Zunahme der Fläche hochbewerteter Landschaftselemente *nicht* mit einem tieferen Wert des Shannon-Index bewertet werden. Deshalb wird vorgeschlagen, für eine noch zu bestimmende Betriebsgruppe den flächengewichteten Präferenzwert als Indikator für das Landschaftsbild zu berücksichtigen. Die übrigen Betriebe werden in die drei folgenden Gruppen eingeteilt, wobei jeweils gewisse Landschaftselemente vor der Berechnung des Diversitätsindex aggregiert werden: (i) „Schöne Agrarlandschaft“ mit der Betonung besonders schöner Landschaftselemente, (ii) „Vielfältige Ackerlandschaft“ mit dem Schwerpunkt Ackerbau sowie (iii) „Vielfältige Graslandschaft“ mit dem Akzent auf Grasland. Eine grosse Herausforderung bleibt die Zuteilung der Betriebe in die verschiedenen Gruppen.

Ökonomie

Die ökonomische Nachhaltigkeit eines Landwirtschaftsbetriebes wird durch breit akzeptierte Kennzahlen erfasst, die eine geeignete Beurteilung sowohl kapital- als auch arbeitsintensiver Betriebe ermöglichen. Zudem muss das Indikatorenset erlauben, Betriebe verschiedenster Ausrichtung adäquat zu bewerten und Aussagen über die zukünftige Existenz des Betriebes zu machen. Schliesslich sollen die Kennzahlen auch eine hohe praktische Relevanz aufweisen und sich aus gebräuchlichen Buchhaltungszahlen ableiten lassen.

Eine Literaturstudie über existierende Bewertungsinstrumente sowie die Projektvorgaben haben ergeben, dass die ökonomische Situation eines Landwirtschaftsbetriebes mit je zwei Kennzahlen aus den drei Bereichen Rentabilität, Liquidität sowie Stabilität gut charakterisiert werden kann. Für die Rentabilität, dem Verhältnis aus einer Erfolgsgrösse zu den eingesetzten Produktionsfaktoren, werden die beiden Kennzahlen „Arbeitsverdienst je Familienarbeitskraft“ und „Gesamtkapitalrentabilität“ vorgeschlagen. Für die Liquidität, d.h. die Verfügbarkeit von genügend Zahlungsmitteln, werden die beiden Kennzahlen „Cashflow-Umsatz-Rate“ und „Dynamischer Verschuldungsgrad“ empfohlen. Die Stabilität eines Betriebes schätzt das Risiko bezüglich der Rentabilität und Liquidität ab und betont damit die langfristige Komponente der ökonomischen Nachhaltigkeit. Plausible und praxisnahe Kennzahlen für eine Beurteilung der Stabilität eines Landwirtschaftsbetriebes sind die Anlagenintensität und Anlagedeckung. Die praktische Umsetzung erfordert insbesondere bei der Datenerhebung eine fachliche Begleitung und eine sorgfältige Harmonisierung der Kennzahlen. Ausserdem ist es wichtig, die Abgrenzung zwischen dem Betrieb und Privathaushalt gewissenhaft durchzuführen und damit die Vergleichbarkeit verschiedener Betriebe sicherzustellen.

Umwelt

Zur Bewertung der ökologischen Nachhaltigkeit von Landwirtschaftsbetrieben wird in dieser Studie die Ressourcennutzung, die Auswirkungen auf das Klima, nährstoffbezogene Umweltwirkungen sowie die Biodiversität und Bodenqualität analysiert. Dabei war hier nicht das Ziel, neue Indikatoren zu entwickeln, sondern vielmehr eine Einschätzung der SALCA-Methodik und der verfügbaren Wirkungsindikatoren im Kontext der jüngsten Entwicklungen auf internationaler Ebene zu geben. Vertiefte Arbeiten wurden für die Abschätzung der Ökotoxizität von auf landwirtschaftlichen Flächen ausgebrachten Pestiziden durchgeführt. Ein methodischer Vergleich thematisiert die Wirkungen der landwirtschaftlichen Produktion auf die Biodiversität und Bodenqualität.

Bei den natürlichen Ressourcen sind im Rahmen einer Ökobilanz vor allem die Bereiche abiotische Ressourcen (Energie, Metalle, Mineralien), biotische Ressourcen (Holz, Biomasse), Wasserbedarf (v.a. Süsswasser) und Land von Bedeutung. Für die Beurteilung der Nachhaltigkeit aller Ressourcen wird die sogenannte „Exergie“ (Teil der Gesamtenergie eines Systems, der Arbeit verrichten kann) empfohlen, da sich so alle Bereiche mit der gleichen Methode in derselben Einheit bewerten lassen. Für die Wirkungsabschätzung des anthropogen verursachten Klimawandels wird das Treibhausgaspotenzial vorgeschlagen, da sich dieses durch die Charakterisierungsfaktoren der wichtigen Treibhausgase vollständig und genau beschreiben lässt und sich als Standardindikator zur Abschätzung der Klimawirkung durchgesetzt hat. Die wichtigsten umweltrelevanten Nährstoffe in der Landwirtschaft sind Stickstoff (N) und Phosphor (P). Die Eutrophierung durch den Eintrag von N und P wird durch das Eutrophierungspotenzial erfasst, wobei zwischen dem aquatischen und terrestrischen Potenzial unterschieden wird. Da das terrestrische Versauerungspotenzial und die terrestrische Eutrophierung beide stark von den Ammoniak-Emissionen beeinflusst werden und damit eng korrelieren, genügt es, eine der beiden Kategorien in die Ergebnisauswertung aufzunehmen. Die Analyse der verschiedenen Mid-Point-Indikatoren zeigt, dass sich die Methode EDIP2003 für die Wirkungsabschätzung der aquatischen und terrestrischen Eutrophierung am besten eignet.

Da bisher stark vereinfachend sämtliche auf Kulturen ausgebrachte Pestizide in den Boden gelangen, wurde für die Ökotoxizität ein eigenes Teilprojekt angestossen. Für die Auswahl einer geeigneten Methode ist es wichtig, darauf zu achten, dass diese die Emissionen von Pestiziden in unterschiedliche Umweltkompartimente (Grundwasser, Oberflächengewässer, Luft) berücksichtigt. Die Methode PestLCI hat sich zur Abschätzung der Sachbilanz als besonders geeignet herausgestellt. Für die nachfolgende Wirkungsabschätzung wird das durch einen breiten Konsensus abgestützte Modell USEtox empfohlen, das die

Charakterisierungsfaktoren in verschiedenen Umweltkompartimenten (natürlicher/landwirtschaftlicher Boden, Süsswasser, Meer, Luft) bestimmt. Verschiedene Sensitivitätsstudien haben deutlich gemacht, dass die kombinierte Anwendung der Modelle PestLCI und USEtox zu einer vernünftigen Wirkungsabschätzung führen dürfte. Dennoch ist bei der Interpretation der Ergebnisse weiterhin grosse Vorsicht geboten, da die beiden Methoden trotz einer detaillierten Modellierung noch grosse Unsicherheiten aufweisen dürften.

Für die Abschätzung der Auswirkungen einer landwirtschaftlichen Tätigkeit auf die Biodiversität wurde ein Vergleich verschiedener Modelle durchgeführt. Dabei wurden für die Biodiversität die drei Bewertungsmethoden des Punktesystems von IP-SUISSE, SALCA-Biodiversität und das an der HAFL entwickelte Modell RISE (Response Inducing Sustainability Evaluation) vergleichend dargestellt. Die Evaluation umfasst die Bewertung der (i) Vollständigkeit anhand 13 verschiedener Kriterien (wie etwa die genetische Vielfalt, Artenvielfalt oder Lebensraumvernetzung), (ii) Robustheit und Unsicherheit, (iii) Transparenz und Reproduzierbarkeit sowie (iv) Kommunizierbarkeit und Praxistauglichkeit. Die Autoren empfehlen für die in dieser Studie gemachten Voraussetzungen (wie etwa einer einfachen Datenerhebung und Operationalisierung) das Punktesystem von IP-SUISSE zu verwenden, wobei dieses keine Aussage auf Stufe Parzelle erlaubt. Die Wirkung der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung auf die Bodenqualität wurde in der vorliegenden Studie ähnlich wie die Biodiversität analysiert. In der Evaluation wurden die folgenden fünf Methoden berücksichtigt: (i) SALCA-Bodenqualität, (ii) RISE, (iii) MASC (Multi-Attribute Assessment of the Sustainability of Cropping Systems), sowie die beiden dynamischen Modelle (iv) ACV-SOL (Analyse du Cycle de Vie-Sol) und (v) EPIC (Environmental Policy Integrated Climate). Hier wird das Modell SALCA-Bodenqualität empfohlen, da dieses bezüglich der Vollständigkeit am besten abschneidet und eine hohe (gewünschte) Sensitivität auf die Art der Bewirtschaftung aufweist. Problematisch dürfte bei der Methode SALCA die relativ umfangreiche Datenerhebung sein.

Résumé

Une production agricole durable est la condition sine qua non pour pouvoir fournir des denrées alimentaires et approvisionner la population à l'avenir. Plusieurs travaux de recherche montrent qu'il ne suffit pas de se concentrer sur la composante environnementale de la durabilité. Il est au contraire de plus en plus important d'avoir une approche globale de la durabilité sur la base des trois dimensions, sociale, économique et environnementale.

Cette étude apporte des bases scientifiques pour l'évaluation de la durabilité des exploitations agricoles. Elle prend en compte les différentes composantes de la durabilité: sociale (bien-être de l'homme et de l'animal, paysage), économique (situation économique), et environnementale (utilisation des ressources, climat, gestion des éléments nutritifs, écotoxicité, biodiversité et qualité des sols). L'évaluation repose sur l'emploi d'une série d'indicateurs d'impact quantitatifs, dans l'esprit d'une combinaison optimale entre précision scientifique et application pratique, ce qui comprend notamment un relevé efficace des données engendrant les coûts les plus bas possibles. Les concepts et les indicateurs ont été conçus de manière à permettre si possible une approche méthodologique selon l'analyse du cycle de vie. Les différents aspects de la durabilité sociale ayant encore été très peu étudiés, une attention spéciale est accordée à la dimension « sociale » dans cette étude. Le rapport contient, outre une discussion et une synthèse des résultats obtenus, également quelques informations pour l'agrégation des indicateurs.

Les principaux résultats de l'étude sont résumés ci-après. Un aperçu des aspects de la durabilité analysés dans cette étude figurent dans le tableau 1.

Tableau 2: Liste des aspects de l'évaluation de la durabilité des exploitations agricoles analysés dans l'étude. La dernière colonne propose comment mettre en pratique l'évaluation.

Dimension	Sujet	Aspects	Application
Sociale	Bien-être humain	Conditions financières et conditions de travail	Formulaire de relevé: 3 questions
		Conditions de logement	Formulaire de relevé: 1 question
		Etat de santé	Formulaire de relevé: 4 questions
		Equilibre vie professionnelle - vie privée	Formulaire de relevé: 5 questions
		Education et compétences	Formulaire de relevé: 2 questions
		Liens sociaux	Formulaire de relevé: 3 questions
		Engagement civique et gouvernance	Formulaire de relevé: 4 questions
		Bien-être subjectif	Enquête sur la qualité de vie OFAG (Importance/Satisfaction dans différentes sphères de la vie)
	Charge de travail en temps	Quotient des unités de main-d'œuvre disponible et nécessaire	
	Bien-être animal	Absence de périodes de soif et de faim prolongées	Système de points (prestations supplémentaires par rapport au

Dimension	Sujet	Aspects	Application
		Confort de couchage	minimum de la Loi suisse sur la protection des animaux
		Confort thermique	
		Liberté de mouvement	
		Absence de blessures, de maladies et de douleurs inhérentes au management de l'exploitation	
		Expression des comportements sociaux et autres	
		Bon rapport homme-animal	
		Etat émotionnel positif	
	Paysage	Diversité, esthétique du paysage	Indice Shannon, calculé à partir des données structurales AGIS
Economique	Rentabilité	Revenu du travail par unité de main-d'œuvre familiale	Calcul direct à partir des données comptables
		Rentabilité du capital	
	Liquidités	Taux cashflow-chiffre d'affaires	
		Degré d'endettement dynamique	
	Stabilité	Intensité des investissements	
		Couverture des investissements	
Environnementale	Utilisation des ressources	Ressources énergétiques non renouvelables	Besoin en énergie cumulée (méthode ecoinvent)
		Phosphore et potassium	Méthode CML2001
		Besoins en eau (eau douce)	Méthode de Pfister <i>et al.</i> (2009)
		Utilisation des terres	Indicateurs à trois niveaux: besoins en surface (p. ex. méthode CML2001) potentiel de production de biomasse, potentiel des denrées alimentaires (p.ex. potentiel de production de protéines)
	Changement climatique	Gaz à effet de serre (CO ₂ , CH ₄ et N ₂ O)	Potentiel de gaz à effet de serre selon GIEC (horizon temporel 100 ans)
	Impacts environnementaux liés aux éléments nutritifs	Eutrophisation (aquatique & terrestre)	Potentiel d'eutrophisation (méthode EDIP2003)
		Acidification (aquatique & terrestre)	Potentiel d'acidification (p. ex. méthode ReCiPe ou « Accumulated Exceedance » pour l'acidification terrestre)

Dimension	Sujet	Aspects	Application
	Ecotoxicité	Ecotoxicité des pesticides	PestLCI pour l'inventaire du cycle de vie USEtox pour l'estimation des impacts
	Biodiversité	Diversité génétique	SALCA-BD ou points de biodiversité selon IP-SUISSE
		Diversité des espèces	
		Diversité des habitats	
		Mise en réseau des habitats	
		Diversité des cultures agricoles	
		Habitat potentiellement naturel	
		Produits phytosanitaires	
		Emploi d'engrais	
		Irrigation	
		Intensité d'utilisation, technique d'exploitation	
	Aspects fonctionnels		
	Qualité du sol	Erosion	SALCA-SQ
		Teneur en humus (teneur en carbone organique)	
		Bilan hydrique	
Compactage du sol			
Influence des pesticides			

Dimension sociale

La dimension sociale de la durabilité traite de trois aspects: bien-être humain, bien-être animal et paysage. Un chapitre entier est consacré à la définition d'un indicateur permettant d'estimer la charge de travail.

L'analyse de différents concepts a montré que le concept de well-being développé par l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE) constituait une base solide pour le développement et le classement des indicateurs servant à décrire le bien-être humain. Ce concept distingue le capital économique, le capital naturel, le capital humain et le capital social, qui contribuent ensemble à un bien-être durable. L'avantage est que ce concept reprend le concept dit des besoins fondamentaux de même que le concept de capital social, et tient donc ainsi compte de composantes essentielles de la durabilité sociale. Le cadre d'évaluation du bien-être de l'OCDE qui choisit de subdiviser le bien-être en trois dimensions matérielles et huit dimensions immatérielles a été légèrement modifié ici, car par exemple l'aspect de la sécurité personnelle (criminalité, guerres, terrorisme) ne joue pas vraiment un rôle dans l'agriculture suisse. Partant du concept de bien-être de l'OCDE et de l'analyse de différents instruments d'évaluation existants, une série d'indicateurs, les plus quantitatifs possibles et les plus simples à mesurer, ont été élaborés. Cette série couvre les différentes dimensions du concept OCDE de la manière la plus complète possible tout en tenant compte des principales parties prenantes internes et externes (famille du chef d'exploitation, employés, fournisseurs, consommateurs). Ces indicateurs ont été établis sur la base d'un questionnaire de 24 questions portant sur les aspects suivants selon une version adaptée de l'OECD: (i) conditions financières et conditions de travail, (ii) conditions de logement, (iii) état de santé, (iv) équilibre vie professionnelle - vie privée, (v) éducation et compétences, (vi) liens sociaux et (vii) engagement civique et gouvernance. Pour chaque question, le formulaire indique les parties prenantes concernées et les aspects possibles de la réponse et propose également une valeur de résultat de référence. La composante du bien-être subjectif jouit d'une très grande importance dans la recherche sociologique actuelle. Pour déterminer cette composante, il est recommandé de suivre l'approche proposée par Radlinsky *et al.* (2000) pour mesurer la qualité de vie dans l'agriculture suisse, qui est également employée par l'Office fédéral de l'agriculture OFAG dans son enquête sur le bien-

être. La méthode se caractérise par le fait qu'elle ne calcule pas seulement la satisfaction dans les différents domaines de la vie, mais qu'elle détermine également l'importance de ces domaines. D'aucuns critiquent le fait qu'à cause des spécifications inhérentes au projet, qui impliquent que le questionnaire soit rempli exclusivement par le chef d'exploitation, le bien-être subjectif des autres parties prenantes internes (membres de la famille, employés étrangers à la famille) ne soit pas pris en compte dans l'évaluation.

La charge de travail représente, notamment dans l'agriculture où les heures de travail hebdomadaires sont souvent nombreuses, une composante essentielle de la durabilité sociale. L'indicateur proposé repose sur une approche pratique, celle de la comparaison entre le temps de travail théoriquement nécessaire et la main-d'œuvre disponible sur l'exploitation. Le logiciel « Budget de travail ART » développé par Agroscope et largement utilisé est un outil idéal pour calculer le temps de travail nécessaire dans une exploitation à partir de modèles. Les unités de main-d'œuvre effectivement disponibles dans l'exploitation peuvent être déduites de la base de données structurelles AGIS (tout au moins de manière approximative, car les unités de main-d'œuvre n'ont été relevées que pour trois catégories d'occupation). L'indicateur de la charge de travail s'appuie sur le rapport entre les unités de main-d'œuvre nécessaires et les unités de main-d'œuvre disponibles sur l'exploitation, sachant que les valeurs supérieures à 1 laissent supposer une surcharge potentielle. Les unités de main-d'œuvre nécessaires sont estimées à l'aide de la simulation du temps de travail requis. Le manque d'informations sur le degré de mécanisation et sur l'ampleur des travaux effectués par les agro-entrepreneurs nuisent à la précision de l'indicateur.

L'étude montre qu'il est impossible d'avoir un indicateur simple pour décrire le bien-être animal. En effet, l'évaluation du bien-être animal doit prendre en compte plusieurs dimensions et est indissociable d'un certain nombre d'idéaux et de valeurs. Une évaluation globale du bien-être animal doit réunir les trois perspectives formulées par Fraser (2008) (comportement naturel, état de santé ainsi que physiologie et état émotionnel), qui peuvent être couvertes par les « cinq libertés » telle que la liberté de ne pas subir de douleurs causées par la détention (Brambell 1965). Pour développer un indicateur complet du bien-être animal, il est indiqué de tenir compte des douze critères traités dans le protocole Welfare® Quality (p ex. liberté de mouvement et absence de douleur) (Welfare Quality® 2009b). Pour des questions de faisabilité, les protocoles Welfare® Quality ne conviennent pas à une large application et/ou un grand nombre d'exploitations. C'est pourquoi une solution pragmatique est proposée: lors d'une première étape, des mesures sont déterminées pour chaque espèce animale, mesures qui ont un effet positif sur un des douze critères du bien-être animal et qui vont plus loin que le minimum légal de la législation suisse en matière de protection des animaux. La présente étude propose une liste de paramètres pour deux espèces d'animaux de rente, les vaches laitières et les porcs d'engraissement. Chacune de ces mesures est récompensée par des points. De plus, la plus-value des deux programmes éthologiques SST (systèmes de stabulation particulièrement respectueux des animaux) et SRPA (sorties régulières en plein air) est évaluée à l'aide d'un système de points par rapport aux douze critères du bien-être animal. Les auteures soulignent qu'il reste encore beaucoup à faire en termes de recherche avant que l'évaluation du bien-être animal puisse être opérationnelle, que ce soit pour évaluer d'autres espèces d'animaux de rente ou pour vérifier si les mesures proposées peuvent être confirmées par des relevés pratiques sur les animaux et/ou d'autres méthodes d'évaluation du bien-être animal.

L'esthétique du paysage est attribuée à la dimension sociale de la durabilité. Un indicateur permettant d'évaluer le paysage doit répondre à de nombreuses exigences. L'indicateur doit par exemple être facilement opérationnel, couvrir une grande diversité de paysages, mais aussi tenir compte des paysages rares et spéciaux (p. ex. les sites dominés par les vergers d'arbres hautes-tiges). Pour ce faire, trois concepts ont été choisis parmi les neuf décrits dans le concept-cadre de Tveit *et al.* (2006) sur le développement d'indicateurs pour le paysage: (i) diversité, (ii) proximité par rapport à la nature et (iii) saisons. La diversité a été déterminée dans différentes études à l'aide de l'indice de diversité de Shannon, qui a prouvé à plusieurs reprises sa corrélation suffisante avec les préférences paysagères. Comme une plus grande diversité ne conduit pas nécessairement à un paysage mieux évalué («plus beau»), des valeurs de préférence de types d'utilisation ont servi de référence pour évaluer leur proximité avec la nature et calculer un indice Shannon pondéré. La saison peut être déterminée par le biais d'une diversité saisonnière accumulée. Il suffit de calculer la différence

car pour les éléments de paysage, les valeurs de préférence pour différents stades de développement des cultures et des surfaces de promotion de la biodiversité sont disponibles à quinze jours d'intervalles entre mars et octobre. Le rapport souligne qu'il est nécessaire d'affiner encore ces concepts pour que les exploitations où la surface occupée par des éléments de paysage de grande valeur est en augmentation *ne reçoivent pas* une valeur plus basse de l'indice Shannon. C'est pourquoi il est proposé de prendre en compte la valeur de préférence pondérée par rapport à la surface comme indicateur de l'esthétique du paysage, pour un groupe d'exploitations qui reste encore à définir. Les autres exploitations seront réparties dans les trois groupes suivants, sachant que certains éléments de paysages seront agrégés avant le calcul de l'indice de diversité: (i) «Beau paysage agricole», l'accent étant mis sur des éléments de paysage particulièrement beaux, (ii) «Paysage de grandes cultures varié», l'accent étant mis sur les grandes cultures et (iii) «Paysage d'herbages varié» l'accent étant mis sur les herbages. La répartition des exploitations dans les différents groupes reste un enjeu de taille.

Dimension économique

La durabilité économique d'une exploitation agricole est estimée à l'aide de critères largement reconnus, qui permettent une évaluation appropriée des exploitations à forte intensité aussi bien en capital qu'en main-d'œuvre. La série d'indicateurs doit en outre permettre d'évaluer correctement des exploitations d'orientations les plus diverses et de tirer des conclusions sur l'existence de l'exploitation à l'avenir. Enfin, les critères doivent aussi avoir une grande pertinence pratique et pouvoir être déduits de la comptabilité usuelle.

Une étude bibliographique sur les instruments d'évaluation existants ainsi que sur les exigences de la présente étude ont montré que la situation économique d'une exploitation agricole pouvait être caractérisée correctement à l'aide de deux critères pour chacun des trois domaines, rentabilité, liquidités et stabilité. Pour la rentabilité qui désigne le rapport entre un résultat économique et les facteurs de production utilisés, les deux critères proposés sont le «revenu du travail par unité de main-d'œuvre familiale» et la «rentabilité totale du capital». Pour les liquidités, c'est-à-dire la disponibilité de moyens de paiements suffisants, les deux critères recommandés sont le «taux cashflow-chiffre d'affaires» et le «degré d'endettement dynamique». La stabilité d'une exploitation estime le risque par rapport à la rentabilité et aux liquidités et souligne ainsi la composante à long terme de la durabilité économique. Les critères plausibles et pratiques utilisés pour estimer la stabilité d'une exploitation agricole sont l'intensité et la couverture des investissements. L'application pratique nécessite, notamment pour le relevé des données, un suivi technique et une harmonisation soignée des critères. Enfin, il est important de séparer scrupuleusement l'exploitation et le ménage privé afin de pouvoir comparer les différentes exploitations.

Dimension environnementale

Afin d'évaluer la durabilité écologique des exploitations agricoles, cette étude analyse l'utilisation des ressources, les effets sur le climat, les impacts environnementaux liés aux éléments nutritifs ainsi que la biodiversité et la qualité des sols. Le but n'était pas ici de développer de nouveaux indicateurs, mais plutôt d'évaluer la méthode SALCA et les indicateurs d'impact disponibles dans le contexte des derniers développements sur la scène internationale. Des travaux approfondis ont été entrepris pour estimer l'écotoxicité des pesticides épandus sur les surfaces agricoles. Une comparaison méthodique thématise les effets de la production agricole sur la biodiversité et la qualité des sols.

En ce qui concerne les ressources naturelles, dans le cadre d'une analyse de cycle de vie, ce sont surtout les ressources abiotiques (énergie, métaux, minéraux), les ressources biotiques (bois, biomasse), les besoins en eau (eaux douces surtout) et les terres qui comptent. Pour évaluer la durabilité de toutes les ressources, il est recommandé d'utiliser ce qu'on appelle «l'exergie» (partie de l'énergie totale d'un système qui peut accomplir un travail), car ainsi tous les domaines peuvent être évalués avec la même méthode dans la même unité. Pour estimer l'effet du changement climatique d'origine anthropogène, le potentiel de gaz à effet de serre a été proposé car il peut être décrit totalement et précisément à l'aide des facteurs caractérisant les principaux gaz à effet de serre et qu'il s'est imposé comme indicateur standard de l'impact climatique. Les principaux éléments nutritifs de l'agriculture importants pour l'environnement sont l'azote (N) et le phosphore (P). L'eutrophisation

due à l'apport de N et de P est déterminée à l'aide du potentiel d'eutrophisation, sachant qu'il faut distinguer le potentiel aquatique du potentiel terrestre. Le potentiel d'acidification et l'eutrophisation terrestre dépendent tous les deux largement des émissions d'ammoniac et étant donc en étroite corrélation, il suffit d'intégrer une des deux catégories à l'évaluation des résultats. L'analyse des différents indicateurs mid-point indique que la méthode EDIP2003 est celle qui convient le mieux pour estimer l'impact de l'eutrophisation aquatique et terrestre.

Considérant pour simplifier que tous les pesticides épandus dans les cultures pénètrent dans les sols, un sous-projet spécial a été mis en place pour l'écotoxicité. Pour que la méthode choisie soit appropriée, il est important qu'elle tienne compte des émissions de pesticide dans les différents milieux environnementaux (eaux souterraines, eaux de surface, air). La méthode PestLCI s'est avérée particulièrement adéquate pour établir l'inventaire du cycle de vie. Pour l'estimation des impacts, il est recommandé d'utiliser le modèle USEtox plébiscité par un large consensus. Il détermine les facteurs de caractérisation dans différents milieux environnementaux (sol naturel/agricole, eaux douces, mer, air). Différentes études de sensibilité ont montré clairement que l'emploi combiné des modèles PestLCI et USEtox devrait permettre une estimation correcte des impacts. Il est néanmoins conseillé de se montrer très prudent dans l'interprétation des résultats, car les deux méthodes, en dépit d'une simulation détaillée, présentent encore beaucoup d'incertitudes.

Afin d'estimer l'effet d'une activité agricole sur la biodiversité, une comparaison de différents modèles a été réalisée. Pour la biodiversité, les trois méthodes d'évaluation du système à points d'IP-SUISSE, de SALCA-Biodiversité et du modèle RISE (Response Inducing Sustainability Evaluation) développé à la HAFL ont été comparées. L'évaluation comprend l'estimation de (i) l'exhaustivité à partir de 13 critères différents (comme la diversité génétique, la diversité des espèces ou la mise en réseau des habitats), de (ii) la solidité et de l'incertitude, (iii) de la transparence et de la reproductibilité ainsi que de (iv) la communicabilité et du caractère pratique. Les auteurs recommandent d'utiliser le système de points d'IP-SUISSE pour les choix faits dans cette étude (tel que la simplification du relevé des données et de la mise en œuvre), sachant que cette méthode ne permet pas de tirer de conclusions à l'échelle de la parcelle. L'impact de l'exploitation agricole sur la qualité du sol a été analysé de la même manière que la biodiversité. L'évaluation prend en compte les cinq méthodes suivantes: (i) SALCA-Qualité du sol, (ii) RISE, (iii) MASC (Multi Attribute Assessment of the Sustainability of cropping Systems), ainsi que les deux modèles dynamiques (iv) ACV-SOL (Analyse du Cycle de Vie-Sol) et (v) EPIC (Environmental Policy Integrated Climate). Il est recommandé ici d'employer le modèle SALCA-Qualité du sol, car c'est celui qui a donné les résultats les plus exhaustifs et qu'il a réagi avec la sensibilité élevée (souhaitée) au mode d'exploitation. Le problème de la méthode SALCA est le relevé relativement détaillé des données.

Riassunto

Una produzione agricola sostenibile è la condizione necessaria per assicurare un approvvigionamento alimentare duraturo della popolazione. Numerose ricerche dimostrano che non basta limitarsi alle componenti ecologiche della sostenibilità. Al contrario acquisisce sempre più importanza la sua visione globale che tiene conto degli aspetti sociali, economici e ecologici.

Questo studio fornisce basi scientifiche per la valutazione della sostenibilità delle aziende agricole, prendendo in considerazione le componenti della sostenibilità elencate di seguito. Aspetti sociali: benessere umano, degli animali e immagine del paesaggio; economia: situazione economica; ecologia: sfruttamento delle risorse, clima, gestione delle sostanze nutritive, ecotossicità, biodiversità e qualità del suolo. La valutazione è condotta sulla base di un set di indicatori di impatto quantitativi, accostando precisione scientifica e praticabilità. A tale scopo include un rilevamento dei dati il più possibile conveniente ed efficiente è centrale. Nello sviluppo dei concetti e degli indicatori è stata prestata attenzione ad applicare, se possibile, l'approccio metodico dell'analisi del ciclo di vita. Poiché i diversi aspetti sociali della sostenibilità sono ancora poco affrontati dalla ricerca, la loro considerazione è uno dei punti chiave di questo studio. Oltre alla discussione e alla sintesi dei risultati, il rapporto fornisce indicazioni sull'aggregazione degli indicatori.

Di seguito sono riassunti i principali risultati dello studio. Nella Tabella 1 è riportata una panoramica dei singoli aspetti della sostenibilità analizzati.

Tabella 3: Elenco dei singoli aspetti della valutazione della sostenibilità delle aziende agricole analizzati nello studio. Nell'ultima colonna si propone come poter attuare praticamente la valutazione.

Dimensione	Tema	Singoli aspetti	Attuazione
Aspetti sociali	Benessere umano	Condizioni di lavoro e finanziarie	Questionario: 3 domande
		Condizioni abitative	Questionario: 1 domanda
		Salute	Questionario: 4 domande
		Equilibrio tra lavoro e vita privata	Questionario: 5 domande
		Formazione e capacità	Questionario: 2 domande
		Relazioni sociali	Questionario: 3 domande
		Impegno civico e governance	Questionario: 4 domande
		Benessere soggettivo	Sondaggio su benessere e qualità della vita dell'UFAG (importanza/soddisfazione di aspetti della vita)
	Benessere degli animali	Carico di lavoro in termini di tempo	Coefficiente risultante dalla manodopera necessaria e presente
		Mancanza di fame e sete continue	Sistema a punti (prestazioni supplementari per quanto riguarda il minimo previsto dalla legislazione svizzera in materia di protezione degli animali)
		Comfort nel riposo	
		Comfort termico	
		Libera circolazione	
		Assenza di ferite, malattie e dolori dovuti alla gestione	
Manifestazione di comportamenti sociali e di altro tipo			

Dimensione	Tema	Singoli aspetti	Attuazione
		Buon rapporto uomo-animale	Indice di Shannon, calcolato a partire dai dati strutturali AGIS
		Condizione emotiva positiva	
	Immagine del paesaggio	Diversità, estetica del paesaggio	
Economia	Redditività	Reddito per manodopera familiare	Calcolo diretto a partire dai dati contabili
		Redditività complessiva del capitale	
	Liquidità	Cash flow in rapporto alla quota del fatturato	
		Grado d'indebitamento dinamico	
	Stabilità	Intensità d'investimento	
		Copertura d'investimento	
Ambiente	Sfruttamento delle risorse	Risorse energetiche non rinnovabili	Consumo energetico accumulato (metodo ecoinvent)
		Fosforo e potassio	Metodo CML 2001
		Fabbisogno idrico (acqua dolce)	Metodo di Pfister <i>et al.</i> (2009)
		Utilizzo del suolo	Indicatori su tre livelli; fabbisogno di superfici (p.es. metodo CML 2001) potenziale di produzione delle biomasse, potenziale di produzione delle derrate alimentari (p.es. potenziale di produzione delle proteine)
	Clima	Gas a effetto serra (CO ₂ , CH ₄ e N ₂ O)	Potenziale dei gas serra secondo l'IPCC (orizzonte temporale 100 anni)
	Ripercussioni sull'ambiente connesse alle sostanze nutritive	Eutrofizzazione (delle acque & del suolo)	Potenziale di eutrofizzazione (metodo EDIP 2003)
		Acidificazione (delle acque & del suolo)	Potenziale di acidificazione (p.es. metodo ReCiPe o „Accumulated Exceedance“ per l'acidificazione del suolo)
	Ecotossicità	Ecotossicità di pesticidi	PestLCI per inventari dei cicli di vita USEtox per la valutazione degli effetti
	Biodiversità	Varietà genetica	SALCA-BD o punti biodiversità secondo IP-SUISSE
		Varietà di specie	
		Varietà di habitat	
		Interconnessione tra gli habitat	
		Varietà di colture agricole	
		Habitat potenzialmente naturali	
		Prodotti fitosanitari	
Impiego di concimi			
Irrigazione			

Dimensione	Tema	Singoli aspetti	Attuazione
		Intensità dello sfruttamento, tecnica di coltivazione	SALCA-SQ
		Aspetti funzionali	
	Qualità del suolo	Erosione	
		Tenore di humus (tenore di carbonio organico)	
		Regime idrico	
		Impermeabilizzazione del terreno	
		Influenza di pesticidi	

Aspetti sociali

Per la definizione della dimensione sociale della sostenibilità sono considerati il benessere umano, il benessere degli animali e l'immagine del paesaggio. Allo sviluppo di un indicatore per la valutazione del carico di lavoro sarà consacrato un capitolo a parte.

L'analisi dei diversi concetti di benessere mostra che il concetto Well-being sviluppato dall'Organizzazione per la cooperazione e lo sviluppo economico OCSE rappresenta un buon punto di partenza per lo sviluppo e la classificazione di indicatori. Questo concetto distingue tra capitale economico, naturale, umano e sociale come fattori che contribuiscono insieme al benessere sostenibile. Il fatto che questo riprenda sia il concetto dei cosiddetti bisogni fondamentali sia quello del capitale sociale, e quindi considera importanti componenti della sostenibilità sociale, offre molti vantaggi. La classificazione adottata nel Well-being-Framework dell'OCSE per quanto riguarda il benessere nelle tre dimensioni materiali e otto dimensioni immateriali è stata leggermente modificata poiché, ad esempio, l'aspetto della sicurezza personale (criminalità, guerra, terrorismo) è, nel contesto dell'agricoltura svizzera, praticamente trascurabile. Sulla base del concetto di benessere dell'OCSE e dell'analisi dei diversi strumenti di valutazione esistenti è stato creato un set di indicatori quantitativi e facilmente misurabili che inglobano le diverse dimensioni dell'OCSE tenendo conto dei principali stakeholder interni ed esterni (famiglia che gestisce l'azienda, impiegati, fornitori, consumatori). Questo set di indicatori è stato sviluppato sulla base di un questionario di 24 domande riguardanti (i) le condizioni di lavoro e finanziarie, (ii) le condizioni abitative, (iii) la salute, (iv) l'equilibrio tra lavoro e vita privata, (v) la formazione e la competenza, (vi) le relazioni sociali e (vii) l'impegno civico e governance. Il questionario si rifà alla lista di domande utilizzate dall'OCSE. Oltre all'esatta formulazione delle domande sono indicati anche gli stakeholder interessati e le possibili forme della risposta nonché vien suggerito il valore di riferimento della prestazione. Notevole importanza è attribuita alla componente del benessere soggettivo. Per determinare questa componente si raccomanda l'approccio elaborato da Radlinsky *et al.* (2000) per la valutazione della qualità di vita nell'agricoltura svizzera, utilizzato anche dall'Ufficio federale dell'agricoltura UFAG nel suo sondaggio su benessere e qualità della vita. Il metodo è caratterizzato dal fatto che non solo mira al grado di soddisfazione in diversi settori della vita, ma anche sulla sua importanza. Viste le caratteristiche specifiche del progetto, si valuta in modo critico il fatto che il questionario sia compilato soltanto dai gestori dell'azienda e che quindi il benessere soggettivo degli altri stakeholder interni (membri della famiglia, dipendenti esterni alla famiglia) non confluisca nella valutazione.

In agricoltura il numero di ore lavorative settimanali è spesso molto elevato. Il carico di lavoro costituisce perciò una componente importante della sostenibilità sociale. L'indicatore proposto si basa su un approccio applicabile nella pratica che prevede il confronto del dispendio del tempo teorico con la manodopera effettivamente presente sull'azienda. Il software sviluppato da Agroscope "ART-Arbeitsvoranschlag" (stima del lavoro ART), già ampiamente utilizzato, è uno strumento ideale per rilevare il fabbisogno del tempo di lavoro di un'azienda in base ai modelli. Per la manodopera effettivamente presente sull'azienda si può attingere (almeno approssimativamente, poiché il numero della manodopera è stimato solo per tre categorie in base al grado di occupazione) dalla banca dati strutturali AGIS. L'indicatore per il carico di lavoro è determinato dal rapporto tra manodopera presente e manodopera necessaria. Valori superiori a 1 indicano un potenziale

sovraccarico. La manodopera necessaria è stimata mediante il tempo di lavoro indicato dal modello. Soprattutto le informazioni mancanti sul grado di meccanizzazione e sulla mole di lavoro eseguito da imprenditori di lavori agricoli si ripercuotono in modo sfavorevole sulla precisione dell'indicatore.

Dallo studio si deduce che non può essere fornito alcun semplice indicatore per la descrizione del benessere degli animali in quanto una valutazione di tale benessere richiede un esame che coinvolge più dimensioni e dipende inoltre da ideali e valori. Una valutazione complessiva del benessere degli animali deve comprendere tutte e tre le prospettive formulate da Fraser (2008) (comportamento naturale, salute e fisiologia nonché stato emotivo), che si ritrovano nelle "Cinque libertà" di Brambell (1965), come per esempio "libertà" da malanni connessi all'allevamento. Per lo sviluppo di un indicatore completo relativo al benessere degli animali sarebbe inoltre opportuno considerare i dodici aspetti del benessere degli animali elencati nel protocollo Welfare® Quality (p.es. libertà di movimento e assenza di dolore) (Welfare Quality® 2009b). Per ragioni di fattibilità i protocolli Welfare® Quality non sono adeguati ad un utilizzo su larga scala e/o all'applicazione a un gran numero di aziende. Pertanto si propone una soluzione pragmatica. In una prima fase viene determinata, per ogni specie animale, una misura che esercita un effetto positivo su uno dei dodici aspetti del benessere degli animali e rispetta il minimo previsto dalla legislazione svizzera sul benessere degli animali. Nel presente studio, per le due specie di animali da reddito, cioè vacche da latte e suini da ingrasso, si propone un elenco di parametri. Ad ognuna di queste misure è assegnato un punteggio. Inoltre il valore aggiunto dei due programmi etologici SSRA (sistemi di stabulazione particolarmente rispettosi degli animali) e URA (uscita regolare all'aperto) è valutato sulla base di un sistema a punti assegnati in relazione ai 12 aspetti del benessere degli animali. Gli autori sottolineano l'esigenza di ricerca per arrivare ad una migliore valutazione del benessere degli animali, per la valutazione di altre specie di animali da reddito, e per la verifica delle misure sulla base di misurazioni su animali e/o altri metodi di valutazione del benessere degli animali.

L'estetica del paesaggio è assegnata alla dimensione sociale della sostenibilità. Un indicatore per la valutazione dell'immagine del paesaggio deve rispondere a molte esigenze: deve essere realizzabile semplicemente, coprire una grande varietà di paesaggi, ma anche annoverare paesaggi particolari e rari (p.es. dominati da piantagioni di alberi da frutto ad alto fusto).

Tra i nove concetti sullo sviluppo di indicatori paesaggistici descritti nel concetto quadro di Tveit *et al.* (2006) sono stati selezionati i seguenti tre: (i) varietà/diversità, (ii) prossimità alla natura nonché (iii) stagioni. La diversità è stata determinata in diversi studi con l'ausilio dell'indice di diversità di Shannon che ha mostrato più volte una sufficiente correlazione con la preferenza paesaggistica. Poiché un'elevata diversità non è necessariamente sinonimo di una migliore valutazione ("più bello"), per il calcolo di un indice di Shannon ponderato sono stati inclusi valori di preferenza di tipi di utilizzo come metro della loro prossimità alla natura. La stagione si rileva mediante una diversità stagionale accumulata. Questa può essere calcolata mediante una differenza, poiché per gli elementi paesaggistici i valori di preferenza per diversi stadi di sviluppo delle culture e le superfici di promozione della biodiversità sono a disposizione a distanza di due settimane tra marzo e ottobre. Nel presente rapporto si sottolinea la necessità di un ulteriore perfezionamento di questi concetti affinché aziende con un incremento della superficie degli elementi paesaggistici ad alto livello non siano valutate con un valore inferiore dell'indice di Shannon. Pertanto si propone che, per un gruppo di aziende ancora da definire, si consideri il valore di preferenza ponderato sulla superficie come indicatore per l'immagine del paesaggio. Le altre aziende sono suddivise nei tre seguenti gruppi: (i) "bei paesaggi agricoli" con risalto in particolare di elementi paesaggistici belli, (ii) "paesaggi campicoli variati" con riferimento alla campicoltura nonché (iii) "paesaggi verdi variati" con particolare attenzione alle superfici erbose. Determinati elementi paesaggistici sono aggregati prima del calcolo dell'indice di diversità. Una sfida centrale resta la classificazione delle aziende nei diversi gruppi.

Economia

La sostenibilità economica di un'azienda agricola è rilevata mediante indicatori ampiamente accettati, che consentono un'adeguata valutazione sia delle aziende ad alta intensità di capitale sia di quelle ad alta intensità

di lavoro. Inoltre il set di indicatori deve consentire di valutare le aziende con i più disparati orientamenti ed effettuare dichiarazioni sull'esistenza futura dell'azienda. Infine gli indicatori devono dimostrare anche un'alta rilevanza pratica e devono essere deducibili da comuni cifre contabili.

Uno studio sugli strumenti di valutazione esistenti nonché sulle direttive del progetto ha mostrato che la situazione economica di un'azienda agricola può essere caratterizzata in modo attendibile con due elementi che riflettono redditività, liquidità nonché stabilità. Per la redditività, rappresentata dal rapporto tra un fattore di successo e quelli impiegati per la produzione, sono proposte entrambe le caratteristiche "Reddito per manodopera familiare" e "Redditività complessiva del capitale". Per la liquidità, ovvero la disponibilità di mezzi di pagamento, sono raccomandate le due caratteristiche "Cash flow in rapporto alla quota del fatturato" e "Grado d'indebitamento dinamico". La stabilità di un'azienda valuta il rischio relativo alla redditività e alla liquidità e sottolinea la componente a lungo termine della sostenibilità economica. Caratteristiche plausibili e pragmatiche per una valutazione della stabilità di un'azienda agricola sono l'intensità e la copertura d'investimento. L'attuazione pratica richiede, in particolare nella rilevazione dei dati, un accompagnamento specializzato e un'accurata armonizzazione delle caratteristiche. Inoltre è importante delimitare con attenzione azienda ed economia domestica privata e quindi garantire la possibilità di paragone di diverse aziende.

Ambiente

Per la valutazione della sostenibilità ecologica di aziende agricole, nel presente studio si analizzano lo sfruttamento delle risorse, le ripercussioni sul clima, le ripercussioni sull'ambiente connesse alle sostanze nutritive nonché la biodiversità e la qualità del suolo. A tal proposito l'obiettivo non è stato quello di sviluppare nuovi indicatori ma piuttosto quello di fornire una stima del metodo SALCA e degli indicatori di efficienza disponibili nel contesto dei recenti sviluppi sul piano internazionale. Lavori più approfonditi sono stati condotti per la stima dell'ecotossicità dei pesticidi utilizzati sulle superfici agricole. Un confronto metodologico affronta le ripercussioni della produzione agricola sulla biodiversità e sulla qualità del suolo.

Per le risorse naturali, nel quadro di un ecobilancio, sono importanti soprattutto i settori risorse abiotiche (energia, metalli, minerali), risorse biotiche (legno, biomassa), fabbisogno idrico (in particolare acqua dolce) e terreno. Per la valutazione della sostenibilità di tutte le risorse si raccomanda la cosiddetta "exergia" (parte dell'energia complessiva di un sistema la quale può effettuare del lavoro) poiché in tal modo si possono valutare tutte le componenti con la stessa unità di misura. Per la valutazione degli effetti dei cambiamenti climatici indotti dall'uomo si propone d'impiegare il potenziale dei gas a effetto serra, poiché tale misura si è imposta come standard sul piano internazionale. Nell'agricoltura le principali sostanze nutritive rilevanti per l'ambiente sono l'azoto (N) e il fosforo (P). L'eutrofizzazione mediante l'immissione di azoto e di fosforo è rilevata mediante il potenziale di eutrofizzazione, distinguendo tra il potenziale delle acque e del suolo. Poiché il potenziale di acidificazione e eutrofizzazione del suolo sono entrambi fortemente influenzati dalle emissioni di ammoniaca, e quindi strettamente correlati, è sufficiente inserire nella valutazione dei risultati una delle due categorie. L'analisi dei diversi indicatori "midpoint" mostra che il metodo EDIP 2003 è il più adeguato alla valutazione degli effetti dell'eutrofizzazione delle acque e del suolo.

Dato che finora, approssimando grossolanamente, tutti i pesticidi utilizzati su colture finiscono nel suolo, per la valutazione dell'ecotossicità è stato avviato un sottoprogetto indipendente. Per la selezione di un metodo adeguato è importante che questo consideri le emissioni di pesticidi nei diversi compartimenti ambientali (acque sotterranee, acque superficiali, aria). Il metodo PestLCI si è rivelato particolarmente adatto alla valutazione degli inventari dei cicli di vita. Per la successiva valutazione degli effetti si raccomanda il modello USEtox, che ha finora ricevuto un ampio consenso. Tale metodo determina i fattori caratterizzanti in diversi comparti ambientali (suolo naturale/agricolo, acqua dolce, mare, aria).

Diversi studi di sensibilità hanno messo in evidenza che l'utilizzo combinato dei modelli PestLCI e USEtox può portare ad una valutazione accettabile degli effetti. Tuttavia è richiesta prudenza nell'interpretazione dei risultati poiché i due metodi presentano ancora grandi incertezze.

Per la valutazione degli effetti dell'attività agricola sulla biodiversità è stato effettuato un confronto di diversi modelli. Per la biodiversità si tratta dei tre metodi di valutazione del sistema a punti di IP-SUISSE, biodiversità SALCA e il modello RISE (Response Inducing Sustainability Evaluation) sviluppato all'HAFL. La valutazione

comprende l'analisi della (i) completezza sulla base di 13 criteri diversi (come ad esempio la varietà genetica, la varietà di specie o l'interconnessione tra gli habitat), (ii) robustezza e insicurezza (iii) trasparenza e riproducibilità nonché (iv) comunicabilità e praticabilità. Per l'applicazione nel contesto di questo studio, tenendo conto ad esempio del rilevamento dei dati e della realizzazione semplificati, si raccomanda di utilizzare il sistema a punti di IP-SUISSE quale comunque non permette alcuna valutazione a livello di particelle. L'efficienza della gestione agricola sulla qualità del suolo nel presente studio è stata analizzata analogamente alla biodiversità. Nella valutazione sono stati considerati i seguenti cinque metodi: (i) qualità del suolo SALCA, (ii) RISE, (iii) MASC (Multi Attribute Assessment of the Sustainability of cropping Systems), nonché i due modelli dinamici (iv) ACV-SOL (Analyse du Cycle de Vie-Sol) e (v) EPIC (Environmental Policy Integrated Climate). Si raccomanda il modello qualità del suolo SALCA poiché fornisce i risultati migliori per quanto riguarda la completezza e un'elevata (auspicata) sensibilità nel tipo di gestione. Lo svantaggio del metodo SALCA è però il rilevamento dei dati, che si rivela essere relativamente dispendioso.

Summary

Sustainable agricultural production is the sine qua non of future-proof food production and the provision of food to the population. Numerous research projects show that it is not sufficient to focus exclusively on the environmental components of sustainability; rather, it is becoming increasingly important to look at sustainability from a holistic perspective, based on the three dimensions of society, economics and the environment.

This study provides scientific bases for assessing the sustainability of farms, bearing in mind the three dimensions of sustainability where the following aspects were considered: social: human well-being, animal welfare and landscape; economics: economic situation; environment: resource use, climate change, nutrient management, ecotoxicity, biodiversity and soil quality. Based on a suitable set of quantitative impact indicators, the evaluation follows the dictum of an optimal combination of scientific accuracy and practicality, which above all involves efficient data acquisition at the lowest possible cost. Wherever possible, concepts and indicators were designed so as to allow the implementation of a life cycle analysis (LCA)-based methodological approach. Since the various aspects of social sustainability have not yet been investigated to a great extent, this study pays special attention to the social dimension. Besides a discussion and synthesis of the results obtained, this report discusses various options for the aggregation of the indicators.

The most important findings of the study are summarised below. An overview of the aspects of sustainability analysed in this study is given in Table 1.

Table 4: List of the aspects of the farm sustainability evaluation explored in the study. The last column suggests how to implement the evaluation.

Dimension	Subject	Aspect	Implementation
Social	Well-being	Financial and working conditions	Survey form: 3 questions
		Living conditions	Survey form: 1 question
		Health	Survey form: 4 questions
		Work-Life-Balance	Survey form: 5 questions
		Education and skills	Survey form: 2 questions
		Social relationships	Survey form: 3 questions
		Civic participation and governance	Survey form: 4 questions
		Subjective well-being	FOAG Well-Being Survey (importance of/satisfaction in different spheres of life)
		Workload in terms of time	Ratio of needed to available labour units
	Animal Welfare	Absence of prolonged hunger and thirst	Credit point system (additional services above the minimum stipulated by the Swiss Animal Protection Law)
		Resting comfort	
		Thermal comfort	
		Freedom of movement	
		Absence of injury, disease and farm-management-related pain	
		Expression of social and other behaviours	
Good human-animal relationship			

Dimension	Subject	Aspect	Implementation
		Positive emotional state	
	Landscape	Landscape diversity and aesthetics	Shannon Index, calculated from AGIS structural data
Economic	Profitability	Earned income per family labour unit	Direct calculation from accounting data
		Total return on capital	
	Liquidity	Cashflow-turnover rate	
		Dynamic gearing ratio	
	Stability	capitalisation ratio	
		equity-to-fixed-assets ratio	
Environmental	Resource use	Non-renewable energy resources	Cumulative energy demand (ecoinvent method)
		Phosphorus and potassium	CML2001 method
		Water requirement (fresh water)	Method of Pfister <i>et al.</i> (2009)
		Land use	Indicators on three levels: Land occupation (e.g. CML 2001 method) Biomass production potential, foodstuff potential (e.g. protein production potential)
	Climate change	Greenhouse gases (CO ₂ , CH ₄ and N ₂ O)	Global warming potential according to IPCC 2013 (time horizon of 100-years)
	Nutrient-related environmental impacts	Eutrophication (aquatic and terrestrial)	Eutrophication potential (EDIP2003 method)
		Acidification (aquatic and terrestrial)	Acidification potential (e.g. ReCiPe or 'accumulated exceedance' method for terrestrial acidification)
	Ecotoxicity	Ecotoxicity of pesticides	PestLCI for Life Cycle Inventory (LCI) USEtox for Life Cycle Impact Assessment (LCIA)
	Biodiversity	Genetic diversity	SALCA-BD or biodiversity points according to IP-SUISSE
		Species diversity	
		Habitat diversity	
		Habitat linkage	
		Diversity of agricultural crops	
		Potentially natural habitat	
		Plant-protection products	
Fertiliser use			
Irrigation			
Use intensity, management technique			
Functional aspects			
Soil Quality	Erosion	SALCA-SQ	

Dimension	Subject	Aspect	Implementation
		Humus content (organic carbon content)	
		Soil hydrology	
		Soil compaction	
		Impact of pesticides	

Social Dimension

The social dimension of sustainability deals with the three aspects of well-being, animal welfare and landscape. A separate chapter is devoted to defining an indicator for estimating workload.

The analysis of various concepts has shown that the concept of well-being developed by the Organisation for Economic Co-operation and Development OECD constitutes a sound basis for developing and classifying indicators for describing well-being. This concept distinguishes between economic capital, natural capital, human capital and social capital, which together contribute to sustainable well-being. The advantage is that it picks up on the so-called ‘basic-needs concept’ as well as on the concept of social capital, thereby taking important components of social sustainability into account. The OECD well-being framework, which chooses to subdivide well-being into three material and eight non-material dimensions, was modified slightly in this study, since e.g. the aspect of personal safety (criminality, war, terrorism) is of little relevance in the Swiss agricultural sector. A set of indicators – as quantitative and as easily measurable as possible – were developed on the basis of the OECD well-being concept and the analysis of various existing evaluation instruments. This indicator set covers the various dimensions of the OECD concept as completely as possible whilst bearing in mind the most important internal and external stakeholders (farm manager’s family, employees, suppliers, consumers). The indicators were established on the basis of a questionnaire with 24 questions concerning the following aspects according to an adapted OECD version: (i) financial and working conditions; (ii) living conditions; (iii) health; (iv) Work-Life-Balance; (v) education and skills; (vi) social relationships; and (vii) civic participation and governance. For each aspect the exact questioning is given including the affected stakeholders, a range of possible responses, as well as suggestions for a performance reference value. Present-day social research ascribes a very high importance to the components of subjective well-being. To determine these components, the approach developed by Radlinsky *et al.* (2000) for measuring quality of life in the Swiss agricultural sector, which is also used in the Federal Office for Agriculture FOAG’s Well-Being Survey, is recommended. The method is characterised by the fact that it not only determines satisfaction in various spheres of life, but also the importance of these spheres. A critical point, however, is that due to the stipulation that the questionnaire is to be completed exclusively by the farm manager, the questionnaire does not take the subjective well-being of the remaining internal stakeholders (family members, non-family employees) into account.

Especially in agriculture, where high weekly working hours frequently occur, workload represents an important component of social sustainability. The proposed indicator is based on the practical approach of comparing the theoretically deduced working-time requirement to the actual labour units available on the farm. The widely used ‘ART Work Budget’ software developed by Agroscope is an ideal tool for determining the working-time requirement of a farm on the basis of models. The labour units actually available on the farm can be deduced from the AGIS structural database (at least approximately, since the number of labour units is only collected for three workload categories). The workload indicator is based on the ratio of labour units needed to those actually available on the farm, with values above 1 indicating a potential overload. The needed labour units are estimated by simulating the required working time. A lack of information on the degree of mechanisation and the extent of the work carried out by contractors will adversely affect the accuracy of the indicator.

The study shows that there can be no single indicator for describing animal welfare, since its assessment requires a multidimensional analysis, as well as being inextricably bound up with certain ideals and values. A holistic evaluation of animal welfare must include all three perspectives (natural behaviour, health and physiology, emotional state) formulated by Fraser (2008), which are covered by the ‘Five Freedoms’, such as

e.g. freedom from pain caused by housing (Brambell 1965). In order to develop a comprehensive animal welfare indicator, it is essential to bear in mind the twelve aspects of animal welfare dealt with in the Welfare® Quality Protocol (e.g. freedom of movement and the absence of pain) (Welfare Quality® 2009b). For reasons of feasibility, Welfare® Quality Protocols are not suitable for wide-scale use and/or a large number of farms. Consequently, we propose a pragmatic solution: In a first step, measures having a positive effect on one of the twelve aspects of animal welfare and which go beyond the minimum legal requirements of the Swiss Animal Protection Law are determined for each species of animal. In the present study, a list of parameters is proposed for the two livestock species 'dairy cows' and 'fattening pigs'. Scores are awarded to each of these measures. In addition, a scoring system is used to assess the added value of the two ethology programmes PAS (particularly animal-friendly stabling) and ROEL (regular outdoor exercise for livestock) vis-à-vis the twelve aspects of animal welfare. The authors stress that much remains to be done in terms of research before the assessment of animal welfare can become operational, either for evaluating additional livestock species, or for verifying whether the proposed measures can be confirmed by animal-based measurements and/or other animal-welfare assessment methods.

The aesthetics of landscape is allocated to the social dimension of sustainability. An indicator for evaluating landscape must satisfy many demands. Besides being easy to operationalise, the indicator must cover a wide variety of landscapes, as well as doing justice to special and rare landscapes (e.g. those dominated by high-stem orchards). To this end, from the nine concepts for developing landscape indicators described in the conceptual framework of Tveit *et al.* (2006), the following three were chosen: (i) diversity; (ii) naturalness; and (iii) seasons. Diversity was determined in various studies with the help of the Shannon Diversity Index, which repeatedly showed ample correlation with landscape preferences. Since greater diversity does not necessarily lead to a higher-rated ('more beautiful') landscape, preference values for types of usage served as a reference for evaluating the landscape's naturalness and calculating a weighted Shannon Index. Season can be determined via an accumulated seasonal diversity. The latter can be calculated via the sum of the differences, since the preference values for different stages of development of the crops and biodiversity-promoting areas are available for the landscape elements at two-week intervals between March and October. The present report stresses that a further refinement of these concepts is necessary to prevent farms with an increase in surface area of high-rated landscape elements from being assessed with a lower Shannon Index value. We therefore propose that for a group of farms yet to be defined, the area-weighted preference value be borne in mind as an indicator for landscape aesthetics. The other farms will be divided into the three following groups, with certain landscape elements being aggregated before the diversity index is calculated: (i) 'beautiful agricultural landscape', with the accent on especially attractive landscape elements; (ii) 'varied arable landscape', with a stress on arable farming; and (iii) 'varied grassland landscape', with a focus on grassland. Allocating the farms to the different groups remains a major challenge.

Economic Dimension

The economic sustainability of a farm is determined via broadly accepted indicators enabling the appropriate assessment of both capital- and labour-intensive farms. In addition, the set of indicators must allow the adequate evaluation of farms with a wide range of focal activities, and allow conclusions on the future existence of the farm to be drawn. Finally, the indicators must possess high practical relevance, and be deducible from common accounting data.

A study of the literature on both the existing evaluation instruments and the project stipulations showed that the economic situation of a farm can be effectively characterised with two indicators from each of the three spheres of profitability, liquidity and stability. For profitability, which designates the ratio of an economic result to the utilised production factors, the two indicators proposed are 'earned income per family labour unit' and 'total return on capital'. For liquidity, i.e. the availability of sufficient means of payment, the two indicators of 'cash flow-turnover rate' and 'dynamic gearing ratio' are recommended. The stability of a farm estimates risk with respect to profitability and liquidity, thereby underscoring the long-term component of economic

sustainability. Investment intensity and investment coverage represent plausible and practical indicators for assessing the stability of a farm. Particularly where data acquisition is concerned, practical implementation requires technical monitoring and careful harmonisation of the indicators. Moreover, the scrupulous separation of farm and private household is essential in order to ensure the comparability of the different farms.

Environmental Dimension

In order to evaluate the ecological sustainability of farms, this study analyses resource use, effects on climate change, and nutrient-related environmental impacts, as well as biodiversity and soil quality. The aim here was not to develop new indicators, but rather to evaluate the SALCA methodology and the available impact indicators within the context of the latest developments on the international scene. In-depth studies were undertaken in order to estimate the ecotoxicity of pesticides used on agricultural land. A methodological comparison deals with the effects of agricultural production on biodiversity and soil quality.

Regarding natural resources, within the context of a life-cycle analysis, the following aspects are of important: abiotic resources (energy, metals, minerals), biotic resources (wood, biomass), water (especially freshwater) requirement, and land. To evaluate the sustainability of all the resources, the use of so-called 'exergy' (useful energy or ability to produce work) is recommended, since this allows all resources to be evaluated with the same method while using the same unit. For estimating the impact of anthropogenic climate change, the global warming potential is suggested, since it can be thoroughly and precisely described by means of factors characterising the main greenhouse gases, and has gained acceptance as a standard indicator for assessing climate impact. The most important environmentally relevant nutrients in agriculture are nitrogen (N) and phosphorus (P). Eutrophication caused by N and P input is determined by the eutrophication potential, with a distinction being made between aquatic and terrestrial potentials. Since the terrestrial acidification potential and the terrestrial eutrophication potential are both strongly influenced by ammonia emissions and are therefore closely correlated, only one of the two categories is included in the overall analysis of sustainability. Analysis of the various midpoint indicators shows that EDIP2003 is the most suitable method for assessing the impact of aquatic and terrestrial eutrophication.

Bearing in mind that – put in simplistic terms – all pesticides spread on crops end up in the soil, a special sub-project was put in place for ecotoxicity. In order to qualify as appropriate, the chosen method must take account of pesticide emissions to the different environmental compartments (ground water, surface water, air). The 'PestLCI' method has proven to be particularly suitable for use in the life-cycle inventory. For the impact assessment, we recommend to use the USEtox model. Supported by a broad consensus, this model determines the characterisation factors in different environmental compartments (natural/agricultural soil, freshwater, sea, air). Various sensitivity studies have demonstrated that the combined use of the PestLCI and USEtox models should lead to a reasonable impact assessment. Nevertheless, users are advised to continue to exercise great caution when interpreting the results, since, despite their detailed simulation, both methods still exhibit significant uncertainties.

In order to estimate the effects of an agricultural activity on biodiversity, a comparison of different models was conducted. For biodiversity, the three evaluation methods of IP-SUISSE credit point system, SALCA Biodiversity, and the RISE (Response-Inducing Sustainability Evaluation) model developed at HAFL were compared. The evaluation includes the assessment of (i) completeness on the basis of 13 different criteria (such as genetic diversity, species diversity or habitat linkage); (ii) robustness and uncertainty; (iii) transparency and reproducibility; (iv) communicability and practicality. To meet the requirements of this study (such as simplification of both the data survey and operationalisation), the authors recommend using the IP-SUISSE credit point system, despite being aware that this method does not allow conclusions to be drawn at plot scale. The impact of agricultural management on soil quality was analysed in the same way as biodiversity. The following five methods were considered for the evaluation: (i) SALCA soil quality; (ii) RISE; (iii) MASC ('Multi-Attribute Assessment of the Sustainability of Cropping Systems'); and the two dynamic models (iv) ACV-SOL ('Analyse du Cycle de Vie-Sol' [= 'Soil Life-Cycle Assessment']) and (v) EPIC ('Environmental Policy Integrated Climate'). Here, the SALCA Soil Quality model is recommended, since it

scored best in terms of completeness, and responded with the desired degree of sensitivity to type of management. The problem with the SALCA method is that it requires a relatively detailed data survey.

Abkürzungen

ACV-SOL	Analyse du Cycle de Vie-Sol
AGIS	Agrarinformationssystem
AK	Arbeitskraft
APEX	Agricultural Policy/Environmental eXtender
BAFU	Bundesamt für Umwelt
BF	Bildung und Fähigkeiten
BFF	Biodiversitätsförderflächen
BFS	Bundesamt für Statistik
BG	Bürgerengagement und Governance
BLW	Bundesamt für Landwirtschaft
BTS	Besonders tierfreundliche Stallhaltungssysteme
CED	Cumulative Energy Demand
CF	Charkaterisierungsfaktor
CORINE	Coordination of Information on the Environment
CTU	Comparative toxic units
DAYCENT	Daily Century Model
DIN	Deutschen Industrienorm
DGVE	Düngergrossvieheinheit
DLG	Deutsche Landwirtschaftsgesellschaft
DZV	Direktzahlungsverordnung
EC	Effect concentration
EC ₁₀	Konzentration bei der für 10 % der Testorganismen Effekte auftreten (Effect Concentration)
EC ₅₀	Konzentration bei der für 50 % der Testorganismen Effekte auftreten (Effect Concentration)
EEA	European Environment Agency
EF	Effekt-Faktor
ENDURE	European Network for Durable Exploitation of Crop Protection Strategies
ENVIASSO	Environmental Assessment of Soil for Monitoring
EPIC	Environmental Policy Integrated Climate
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
FA	Finanzielles und Arbeitsbedingungen
FCKW	Fluor-Chlor-Kohlenwasserstoffe
FF	Verteilungs-Faktor
FG	Forschungsgruppe
fgPw	Flächengewichteter Präferenzwert
FJAE	Familien-Jahresarbeitsseinheiten
Fr.	Franken
GE	Gesundheit
GIS	Geographic information system
GTP	Global Temperature Potenzial
GVE	Grossvieheinheit
GW	Grundwasser
GWP	Global Warming Potenzial
H	Shannon-Index
ha	Hektare
HAFL	Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften
HANPP	Human Appropriation of Net Primary Productivity
HC	Hazardous concentration
IDEA	Indicateurs de Durabilité des Exploitations Agricoles
ILCD	International Reference Life Cycle Data System

ILO	International Labour Organization
IS	Impact score
KABO	Kantonales Aargauer Bodenmonitoring
KEA	Kumulierter Energieaufwand
KSNL	Kriteriensystem nachhaltige Landwirtschaft
LBV	Landwirtschaftliche Begriffsordnung
LCA	Life Cycle Assessment (Ökobilanz)
LCI	Life Cycle Inventory (Sachbilanz)
LCIA	Life Cycle Impact Assessment (Wirkungsabschätzung)
LCM	Life Cycle Management
LC50	Lethal Concentration, Tödliche Konzentration für 50 % der Testorganismen
LUE	Land Use Efficiency
LUI	Land Use Intensity
LN	Landwirtschaftliche Nutzfläche
MASC	Multi-attribute Assessment of the Sustainability of Cropping Systems
MEA	Millenium Ecosystem Assessment
MJ	Megajoule
MOTIFS	Monitoring Tool for Integrated Farm Sustainability
NAV	Normalarbeitsverträge
NH	Nachhaltigkeit
NIA	Nachhaltigkeitsindikator für die Arbeitsbelastung
NOEC	No Observed Effect Concentration (höchste Konzentration, bei der noch kein Effekt auf den Testorganismus beobachtet wird)
NPP	Net Primary Productivity
ÖAA	Ökologische Ausgleichsflächen Anrechenbar, ohne Beiträge
ÖAB	Ökologische Ausgleichsflächen Beitragsberechtigt
ÖAF	Ökologische Ausgleichsfläche
OCIS PG	Organic Conversion Information Service Public Goods
OECD	Organization for Economic Co-operation and Development
ÖLN	Ökologischer Leistungsnachweis
ÖQV	Öko-Qualitätsverordnung
OW	Oberflächengewässer
PAF	Potentially affected fraction
PBM	Pflanzenschutz und -behandlungsmittel
PSE	Producer Support Estimate
PSM	Pflanzenschutzmittel
PSMV	Pflanzenschutzmittelverordnung
QBA	Qualitative Behaviour Assessment
RAUS	Regelmässiger Auslauf im Freien
RE	Residual Error
RISE	Response-Inducing Sustainability Evaluation
RothC	Rothamsted Carbon model
SAK	Standardarbeitskraft
SALCA	Swiss Agricultural Life Cycle Assessment
SALCA-SQ	SALCA- Bodenqualität
SB	Soziale Beziehungen
SEJ	Solar Energy Joules
SMART	Sustainability Monitoring and Assessment Routine
SNB	Schweizerische Nationalbank
SR	Systematische Rechtssammlung
SW	Subjektives Wohlbefinden
TGI	Tiergerechtigkeitsindex
TSchG	Tierschutzgesetz
UN	United Nations (Vereinte Nationen)

UNDP	United Nations Development Program (UN-Entwicklungsprogramm)
UNECE	United Nations Economic Commission for Europe
USLE	Universal Soil Loss Equation
WB	Wohnbedingungen
WBCSD	World Business Council for Sustainable Development
WEPP	Water Erosion Prediction Project
WHO	World Health Organization
WL	Work-Life-Balance
WQ	Welfare Quality
WTO	World Trade Organisation
XF	Kontakt-Faktor
ZA-AUI	Zentrale Auswertung der Agrar-Umwelt-Indikatoren

1 Einleitung

Andreas Roesch

Im vorliegenden Bericht wird die wissenschaftliche Basis für eine Methodik zur umfassenden Nachhaltigkeitsbewertung auf Stufe von Landwirtschaftsbetrieben entwickelt. Die Bewertung basiert auf einem geeigneten Set quantitativer Wirkungsindikatoren für alle drei Dimensionen Ökologie, Wirtschaft und Soziales. Einführend wird im folgenden Abschnitt die Geschichte der Nachhaltigkeit kurz umrissen.

Der Ursprung des Begriffs der Nachhaltigkeit liegt im 18. Jahrhundert. So verwendete der deutsche Oberberghauptmann Hans Carl von Carlowitz bereits im Jahr 1713 den Begriff der Nachhaltigkeit in seiner forstwirtschaftlichen Anweisung, dass nur so viel Holz geschlagen werden darf, wie auch nachwachsen kann. Die jüngere wissenschaftliche Auseinandersetzung mit der Nachhaltigkeit beginnt mit dem berühmten Aufsatz von Meadows *et al.* (1972), welcher den Schluss zog, dass beim aktuellen Trend des Bevölkerungswachstums, der Industrialisierung, der Nahrungsmittelproduktion und des Ressourcenverbrauchs die Grenze des Wachstums „innerhalb der nächsten hundert Jahre“ erreicht sein wird. Ein nächster wichtiger Meilenstein in dieser Entwicklung war der Brundtland-Bericht (UN 1987), der folgendes Leitbild ausformulierte: „Nachhaltige Entwicklung ist Entwicklung, die den Bedürfnissen der heutigen Generation entspricht, ohne die Möglichkeiten künftiger Generationen zu gefährden, ihre eigenen Bedürfnisse zu befriedigen und ihren Lebensstil zu wählen“. An der Umweltkonferenz in Rio de Janeiro (1992) wurde in der berühmten „Agenda 21“ der Begriff der Nachhaltigkeit erweitert. Die nachhaltige Entwicklung umfasst neben dem langfristigen Schutz von Umwelt und Ressourcen in gleicher Weise die Verwirklichung sozialer und ökonomischer Ziele: das Prinzip der drei Dimensionen (Ökologie, Ökonomie und Soziales) der Nachhaltigkeit wurde damit im umweltpolitischen Aktionsprogramm für das 21. Jahrhundert fest verankert. In den zahlreichen nachfolgenden Klimagipfeln wurde immer wieder betont, dass die Nachhaltigkeitsziele nicht ohne den Beitrag der Landwirtschaft erreicht werden können. Trotzdem blieb insbesondere in der Nachhaltigkeitsbewertung der landwirtschaftlichen Produktion der Hauptfokus weiterhin auf der ökologischen Dimension. Eine explizite Gleichrangigkeit dieser drei Dimensionen enthält erst das von John Elkington (1999) entwickelte Konzept der „Triple Bottom Line“, welches postuliert, dass eine genügende Nachhaltigkeit in einer Dimension nur erreicht werden kann, wenn in den anderen beiden Dimensionen ein Mindestmass an Nachhaltigkeit erreicht wird (McKenzie 2004). Heute findet das Dreisäulenmodell der Nachhaltigkeit breite Anwendung, und dies nicht nur im Bereich der Landwirtschaft, sondern auch in der Industrie und bei der Bewertung von Unternehmen. Das Ziel ist dabei, die ökologische und sozioökonomische Nachhaltigkeit gleichzeitig zu verbessern. Oft ist es aber nicht möglich, sämtliche Ziele optimal zu erreichen. Deshalb gilt es, vorhandene Zielkonflikte („Tradeoffs“) sorgfältig zu analysieren und möglichst minimal zu halten. Nur so lässt sich verhindern, sich auf einzelne Ziele zu fokussieren und Risiken dauerhaft unberücksichtigt zu lassen.

1.1 Ausgangssituation

Die umfassende Bewertung der Nachhaltigkeit von landwirtschaftlichen Betrieben gewinnt für alle Akteure in der Wertschöpfungskette (Produzent, Verarbeitung, Handel, Konsumenten) zunehmend an Bedeutung. Für eine Gesamtbetrachtung ist es wichtig, nicht nur die Umweltwirkungen einzubeziehen, sondern auch die ökonomische Tragfähigkeit des Betriebes sowie die soziale Struktur zu bewerten. In der Schweiz wurden deshalb die beiden Methoden RISE (Response-Inducing Sustainability Evaluation, Grenz *et al.* 2012c) und SMART (Sustainability Monitoring and Assessment RouTine, Schader *et al.* 2016) für die ganzheitliche Beurteilung der verschiedenen Aspekte der Nachhaltigkeit von landwirtschaftlichen Betrieben entwickelt. SMART und RISE sind international einsetzbar und schliessen diverse Prozeduren zur Qualitätssicherung mit ein. SMART deckt eine grosse Anzahl von Wirkungsmechanismen mit über 300 Indikatoren ab und wurde bereits auf mehr als 1000 Betrieben weltweit eingesetzt. RISE basiert auf zehn Indikatoren und ist seit mehr als zehn Jahren im Einsatz. Dabei wurden weit über 1000 Betriebe weltweit bewertet. Die Stärken der bereits bestehenden Methoden SMART und RISE sollen bei der Entwicklung neuer quantitativer

Nachhaltigkeitsindikatoren soweit möglich mitberücksichtigt werden. Wie in Schader et al. (2014) dargestellt wird, gibt es keine „one-size-fits-all-solution“ für die Bewertung der Nachhaltigkeit von Landwirtschaftsbetrieben. So liegt der Schwerpunkt der beiden Methoden SMART und RISE auf der einfachen und raschen Bewertung von Betrieben auf der ganzen Welt, während das im Rahmen dieser Studie erarbeitete Indikatorenset möglichst auf quantitativ messbaren Kriterien beruht und speziell auf schweizerische Verhältnisse angepasst ist.

Die M-Industrie sowie der Migros-Genossenschafts-Bund (MGB), welche dieses Projekt finanziell unterstützt hatten, erarbeiteten eine neue Nachhaltigkeits-Strategie, welche auf einer wissenschaftlich abgestützten Bewertung aller drei Dimensionen der Nachhaltigkeit basiert. Die Strategie der Migros entspricht damit einem wichtigen Ziel von Agroscope, die Nachhaltigkeit durch die Integration der sozialen und ökonomischen Dimension umfassender zu beurteilen. Dabei bilden abgeschlossene Projekte mit dem Ziel die Umweltwirkungen zu bestimmen - wie etwa das Projekt „Zentrale Auswertung von Ökobilanzen landwirtschaftlicher Betriebe“ (Hersener *et al.* 2011) - eine hervorragende Ausgangsbasis. Zudem ist der Ideen- und Innovationswettbewerb unter den Forschenden zentral für den wissenschaftlichen Fortschritt. Man darf davon ausgehen, dass sich ergänzende Methoden parallel weiterbestehen werden. Dabei ist natürlich ein reger Austausch zwischen den verschiedenen Forschergruppen von höchster Bedeutung. Nicht zuletzt deshalb wurde dieses Projekt initiiert mit dem Ziel, die Entwicklung wissenschaftlich abgestützter Indikatoren unter der Leitung von Agroscope zu ermöglichen.

1.2 Ziele und Zielgruppen der Studie

Das Ziel dieses Projektes ist es, den aktuellen Wissensstand von Bewertungsmethoden der Nachhaltigkeit in der Schweiz möglichst vollständig und übersichtlich zu präsentieren. Dabei wird auf vorhandenes und neu erarbeitetes Wissen verschiedener Forschungsgruppen von Agroscope sowie zwei privaten Büros (Gruppe Agéco (www.groupeageco.ca) und jch-consult zurückgegriffen. Von hoher Bedeutung sind neben der wissenschaftlichen Genauigkeit der Methodik eine hohe Praxistauglichkeit und die Möglichkeit, die Berechnung der Indikatoren auf einer grossen Anzahl von Landwirtschaftsbetrieben anzuwenden. Das Ziel ist es, das Indikatorensystem für ein umfassendes Monitoring der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Betriebe (vorerst in der Schweiz) einzusetzen.

Die Zielgruppen des vorliegenden Berichtes sind mannigfaltig und umfassen alle Akteure entlang der Wertschöpfungskette von Nahrungsmitteln (Produzent/Landwirt, Lieferanten, Gross- und Detailhandel, Konsumenten); ferner die landwirtschaftliche Beratung sowie (landwirtschaftliche) Genossenschaften, Verbände und Branchenorganisationen. Betriebsleiterinnen und Betriebsleiter sollen durch ein besseres Verständnis der unterschiedlichen Aspekte der Nachhaltigkeit motiviert werden, ihre Produktion nachhaltiger zu gestalten. So ist in der Agroscope Forschungsinitiative Produktion2020 vorgesehen, Massnahmen zu prüfen und zu bündeln, welche die Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Praxisbetriebe erhöhen sollen. Messbare und einfach interpretierbare Indikatoren sind dabei zwingend notwendig, um Entscheidungsträger bei der Meinungsbildung in ihrem Entscheidungsprozess zu unterstützen. Aber auch die Forschung auf dem Gebiet der Nachhaltigkeit wird von den Ergebnissen profitieren, da in diesem Bericht grossen Wert auf eine saubere Herleitung der zugrundeliegenden Konzepte gelegt wurde.

1.3 Projektorganisation

Das Projekt stand unter der gemeinsamen Leitung von Agroscope und dem MGB. Das Projektteam bestand aus verschiedenen Forschungsgruppen des Instituts für Nachhaltigkeitswissenschaften von Agroscope sowie der Gruppe Agéco und dem privaten Büro jch-consult. Die strategische Leitung wurde von der Projektoberleitung mit Vertretern von Agroscope, des Migros-Genossenschaftsbundes (MGB) und von Micarna wahrgenommen. Begleitet wurde das Projekt von einer wissenschaftlichen Begleitgruppe aus international anerkannten Forschern im Bereich der Nachhaltigkeitsforschung.

1.4 Gliederung des Berichtes

Der Bericht stellt nach einer kurzen Einführung ins Thema Nachhaltigkeit sowie der gewählten Methodik die Indikatoren der verschiedenen Aspekte der Nachhaltigkeit dar. Dabei wurde der Aufbau des Berichtes so konzipiert, dass die Unterkapitel jeweils einer gemeinsamen Struktur folgen. So wird jeweils nach einer

Einleitung und der Darstellung der Relevanz des Themas hinsichtlich Nachhaltigkeit ein Überblick über die wichtigsten Methoden gegeben. Anschliessend werden die Indikatoren (oder Modelle) genau beschrieben und nach folgenden Gesichtspunkten evaluiert: (i) Vollständigkeit, (ii) Robustheit und Unsicherheiten, (iii) Transparenz und Reproduzierbarkeit, (iv) Anwendbarkeit sowie (v) Kommunizierbarkeit und Praxistauglichkeit. Je nach Thema kann geringfügig von diesem Schema abgewichen werden. Der Aufbau mit einer Einführung in jedem Kapitel erlaubt es, einzelne Kapitel zu lesen ohne den vollständigen Bericht lesen zu müssen. Damit eignet sich der Bericht auch sehr gut als Nachschlagewerk, sei es für den Einstieg in das entsprechende Teilgebiet oder für eine vertiefte Auseinandersetzung. Anschliessend an die verschiedenen methodischen Kapitel wird in einem Kapitel das komplexe Thema der Aggregation einzelner Indikatoren diskutiert, wobei – getragen durch die Zielsetzung des Projektes – lediglich eine grobe Einführung ins Thema gegeben wird und einige einfache Konzepte formuliert werden. Der Bericht schliesst mit einer Diskussion, den Schlussfolgerungen und einem Ausblick.

2 Vorgehensweise

Andreas Roesch

2.1 Einführung

Die Operationalisierung der Nachhaltigkeit stützt sich meist auf das Drei-Säulen-Modell (Buckwell et al. 2014) oder das verwandte Drei-Dimensionen-Konzept (Interdepartementaler Ausschuss Nachhaltige Entwicklungs 2012) mit den Säulen beziehungsweise Dimensionen Ökologie, Ökonomie und Soziales. Alternative Konzepte bestehen zwar, konnten sich aber bisher nicht durchsetzen.

Es gibt verschiedene Operationalisierungen der Nachhaltigkeit, die in Abhängigkeit vom Kontext (z. B. Betrachtung des Produkts gegenüber dem Unternehmen) und der Betrachtungsebene (z. B. Unternehmensebene gegenüber einem gesamten Land) variieren (Singh et al. 2009); dies gilt auch für den landwirtschaftlichen Bereich (Lowrance et al. 1986; Christen 1996; Schader et al. 2014).

In der Literatur werden zahlreiche Methoden zur Beurteilung der Nachhaltigkeit auf sektoraler, betrieblicher und Produktebene beschrieben. Etliche davon beschränken sich entweder auf nur eine Dimension – am häufigsten werden die Umweltwirkungen betrachtet – oder gar Teilaspekte einer Dimension, wie beispielsweise die Bodenqualität (Oberholzer et al. 2012) oder das Tierwohl (Botreau et al. 2007b). Zudem unterscheiden sich die Ziele der entwickelten Ansätze deutlich. Schader et al. (2014) identifiziert 35 Ansätze aus der Literatur, welche mindestens die ökologische Komponente der Nachhaltigkeit bewerten, und kategorisiert diese anhand der folgenden sechs Kriterien:

- Hauptzweck
(unterschieden werden acht verschiedene Bestimmungen, z. B. Information von Konsumenten, Betriebsberatung oder Monitoring),
- Betrachtungsebene
(z. B. Landwirtschaftsbetrieb vs. Landwirtschafts-Sektor oder Produkt vs. Wertschöpfungskette),
- räumliche Betrachtungseinheit
(Anwendung des Ansatzes auf globaler, nationaler oder regionaler Ebene),
- sektorale Ebene
(alle Landwirtschaftsbetriebe oder nur Betriebszweig oder Produkt) und
- inhaltliche Abgrenzung
(ökologische, ökonomische und soziale Dimension) sowie
- Nachhaltigkeitsperspektive
(betriebs- oder firmenspezifisch, soziale Perspektive).

Innerhalb der 35 betrachteten Ansätze zur Nachhaltigkeitsbeurteilung dienen die meisten der Untersuchung von Forschungsfragen oder der Politikberatung. Es gibt nur wenige Fälle, die auf eine konkrete Anwendung auf Ebene des landwirtschaftlichen Betriebes abzielen und eine Nachhaltigkeitsbeurteilung für alle drei Dimensionen beinhalten (Schader et al. 2014). Von den insgesamt sieben Beurteilungsansätzen, welche den landwirtschaftlichen Betrieb betrachten, fokussieren drei auf einzelne Länder: Mit dem Zertifikat der Deutschen Landwirtschafts-Gesellschaft, kurz dem DLG-Zertifikat, werden Betriebe in Deutschland und Österreich ausgezeichnet (DLG 2015). Das Kriteriensystem nachhaltige Landwirtschaft (KSNL) (Breitschuh und Eckert 2008) wird in Deutschland und der Ansatz Indicateurs de Durabilité des Exploitations Agricoles (IDEA, Zahm et al. 2008) in Frankreich angewandt. Zwei Systeme – MOTIFS Monitoring Tool for Integrated Farm Sustainability (Monitoring Tool for Integrated Farm Sustainability, Meul et al. 2008) und Organic Conversion Information Service Public Goods (OCIS PG, Lillywhite et al. 2012) – zielen auf die Anwendung in Europa, und weitere zwei Systeme, Response-Inducing Sustainability Evaluation (RISE, Grenz et al. 2009) und Sustainability Monitoring and Assessment Routine (SMART), sind für die weltweite Nachhaltigkeitsbeurteilung landwirtschaftlicher Betriebe konzipiert (Schader et al. 2014; Schader et al. 2016). Globale Nachhaltigkeitsbewertungsinstrumente wie RISE und SMART stützen sich bei der Erfassung der benötigten Daten auf öffentlich zugängliche Datenbanken, Befragungen bzw. Selbsterklärung (Zapf und Schultheiß 2013). Die

Daten für RISE und SMART werden durch fachlich sehr erfahrene und methodisch gut trainierte Experten im Rahmen eines Betriebsbesuches erhoben. Damit werden auch Beobachtungen des Experten mit in die Beurteilung einbezogen. Der Umfang der Inputdaten unterscheidet sich zwischen den verschiedenen Systemen stark. So stellt KSNL deutlich höhere Anforderungen an die Datenverfügbarkeit als RISE. Marchand *et al.* (2014) verglichen den Aufwand für die Erhebung der nötigen Inputdaten von MOTIFS (wenige Stunden) und OCIS PG (mehr als zwei Tage). Um die praktische Umsetzung der Nachhaltigkeitsbewertung auf einer grossen Anzahl von Betrieben nicht zu gefährden, muss das in dieser Studie entwickelte System dieser Frage Rechnung tragen.

2.2 Methodik

In diesem Kapitel wird die im Projekt neu entwickelte Methodik zur Beurteilung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Betriebe anhand von sechs Kriterien sowie einiger Grundsätze beschrieben. Ferner wird auf die Problematik eingegangen, dass den zu bewertenden Indikatoren jeweils unterschiedliche Systemgrenzen zugrunde liegen.

Die dieser Studie gewählte Vorgehensweise kann anhand der in Kapitel 2.1 formulierten sechs **Kriterien** wie folgt eingeordnet werden:

- **Hauptzweck:** Monitoring und Information für Konsumenten stehen im Vordergrund, der Aspekt der Betriebsberatung kann aber bei erfolgreicher Umsetzung der Werkzeuge an Bedeutung gewinnen.
- **Betrachtungsebene:** Landwirtschaftsbetrieb
- **Räumliche Betrachtungseinheit:** Schweiz, Anpassung auf andere Länder möglich, aber z. B. wegen anderer Buchhaltungssysteme und unterschiedlicher Datenerhebung nicht problemlos umsetzbar
- **Sektorale Ebene:** Gesamter Landwirtschaftsbetrieb mit allen Betriebszweigen ohne Haushalt und Nebenerwerb
- **Inhaltliche Abgrenzung:** alle drei Dimensionen der Nachhaltigkeit
- **Nachhaltigkeitsperspektive:** Gemischt (der Betrieb soll sowohl zur nachhaltigen Entwicklung der Gesellschaft beitragen, als auch auf gesunder finanzieller Basis stehen und ressourcenschonend produzieren).

Die für diese Studie gewählte Vorgehensweise basiert auf den folgenden sechs **Grundsätzen**:

- (1) Die verschiedenen Aspekte der Nachhaltigkeit von Landwirtschaftsbetrieben werden mit Hilfe von messbaren und kommunizierbaren Indikatoren bewertet.
- (2) Wenn möglich werden quantitative Indikatoren den qualitativen vorgezogen. Für gewisse Teilaspekte der Nachhaltigkeit wie etwa dem subjektiven Wohlbefinden sind qualitative Indikatoren aber unerlässlich.
- (3) Keine der drei Dimensionen der Nachhaltigkeit wird bevorzugt behandelt (d.h. alle sind gleichwertig).
- (4) Die benötigten Daten zur Berechnung der Indikatoren müssen auf Daten basieren, welche entweder bereits auf einzelbetrieblicher Ebene routinemässig erhoben werden oder beim Betriebsleiter via Fragebogen oder Webinterface eingeholt werden können. So sind – ausser zur Verifizierung der Resultate auf ausgewählten Betrieben – aus Kosten- und Kapazitätsgründen auf Interviews oder Betriebsbesuche abzusehen. Auch ist aus Kosten- und Zeitgründen - zumindest im Rahmen dieses Projektes - nicht vorgesehen, den Kreis der befragten Personen auf Dritte (nebst dem Betriebsleiter) zu erweitern.
- (5) Die Konzepte und Indikatoren werden durch anerkannte Experten auf dem entsprechenden Gebiet entwickelt. Zur Qualitätskontrolle wurden die Manuskripte von jeweils mindestens zwei anderen Fachexperten gelesen und kommentiert.
- (6) Soweit dies im Rahmen der beschränkten Ressourcen und der Machbarkeit möglich ist, wird der Lebenszyklus-Ansatz umgesetzt.

Grundsatz (4) hebt sich klar von der in RISE und SMART gewählten Erhebungsmethodik ab, welche auf einer Befragung durch einen Experten vor Ort basieren.

Die in dieser Studie entwickelte Methode zur Nachhaltigkeitsbewertung basiert auf **Indikatoren**¹. Ein Indikator ist ein quantitatives oder qualitatives Mass, welches aus einer Reihe von erhobenen Daten abgeleitet wird und den Zustand eines bestimmten Nachhaltigkeitsaspekts zusammenfassend abbildet. Eine präzise Definition liefert OECD (1993): „A parameter, or a value derived from parameters, which points to/ provides information about/ describes the state of a phenomen/ environment/ area, with a significance extending beyond that directly associated with a parameter value.“ Indikatoren dienen dazu, die grosse Menge an Informationen zu den verschiedenen Nachhaltigkeitsaspekten zusammenzufassen (Ciegis et al. 2015). So helfen Indikatorensysteme beispielsweise politischen Entscheidungsträgern und Branchenorganisationen, einen raschen Einblick in die aktuelle Situation sowie Trends diverser Nachhaltigkeitskriterien zu gewinnen. Indikatoren erlauben auch, Problembereiche frühzeitig zu erkennen. Indikatoren können nicht allen Erwartungen gerecht werden; sie entstehen aus einem Kompromiss zwischen technischer Machbarkeit (vernünftiger Zeitbedarf für die Datenerhebung) und Vollständigkeit der erfassten Prozesse. Je nach Zielsetzung (Aufzeigen des aktuellen Zustandes, Monitoring, Qualitätssicherung, Zertifizierung, Ausbildung) werden an Indikatoren unterschiedliche Ansprüche bzgl. Fachlichkeit, Praktikabilität und Nutzen/Akzeptanz gestellt. Für die Praxis von besonderer Bedeutung ist dabei der in Sterman (2000) formulierte Zusammenhang zwischen Entscheidungsfindungsprozessen und Indikatoren. So werden auf der Basis von Indikatoren Entscheidungen getroffen, welche die Realität beeinflussen können, und damit wiederum die Indikatoren (sogenannte „Informationsrückkopplung“). Mit Hilfe von Indikatoren lässt sich verfolgen, wie die Landwirtschaft die Nachhaltigkeit beeinflusst und wie sich neue Massnahmen auf einzelne Komponenten der Nachhaltigkeit auswirken.

Für diese Studie wurden folgende Kriterien festgelegt. Indikatoren müssen

- auf einer wissenschaftlichen Basis entwickelt worden sein.
- (auf einer Skala) gemessen werden können.
- transparent (Zugang von Nutzern zu ausführlichen Informationen über die Art der Berechnung) sein.
- praktikabel (hinsichtlich Datenverfügbarkeit, Berechnungsverfahren und Gesamtzeitaufwand) sein.
- eine einfache Interpretation zulassen.
- reproduzierbar und eindeutig definiert (keine zweideutigen Interpretationen) sein.
- einen Zustand möglichst treffend beschreiben können.
- sensitiv (z. B. gegenüber Änderung in der Bewirtschaftungsmethode) sein.
- Trends im zeitlichen Verlauf aufzeigen.
- in ein übergeordnetes Konzept eingebettet sein.
- eine gute Akzeptanz (bei Betriebsleitern, politischen Entscheidungsträgern und Branchenorganisationen) aufweisen.
- einen klaren Zweck verfolgen, etwa die Bereitstellung von Informationen für politische Entscheidungsträger (um begründete Entscheide fällen zu können) oder eine Zertifizierung von Betrieben.
- eine Bestimmung von deren Bedeutung (auf der Basis eines entsprechenden Schwellen- oder Referenzwerts) erlauben.

Um den Nutzen für unterschiedliche Anwender von Indikatorensystemen zu erhöhen, ist es wichtig, in die Qualität der Ergebnisdarstellung die nötige Zeit zu investieren. Gut aufbereitete Ergebnisse mit eindeutiger und gut interpretierbarer Aussage sind der Schlüssel für eine gute Kommunizierbarkeit und hohe Akzeptanz bei den Zielgruppen. Infolge der Fokussierung auf die Entwicklung der Indikatoren wird aber die (grafische) Darstellung der Resultate im Rahmen dieser Studie nicht behandelt.

¹ Mit Ausnahme der sozialen Dimension. Hier konnten wegen knapper Ressourcen keine Indikatoren entwickelt werden.

Arbeitsmethodik: Die Arbeitsmethodik war bei den beteiligten Projektpartnern sehr unterschiedlich, dies nicht zuletzt infolge grosser Unterschiede im aktuellen Wissensstand über die Entwicklung von geeigneten Indikatoren. Nach Projektstart wurden die Projektpartner bestimmt und von der Projektleitung ausführlich über die durchzuführenden Arbeiten sowie Rahmenbedingungen informiert. Um sich die Detailkenntnisse auf dem Gebiet der Entwicklung von Indikatoren, Methoden und Modellen anzueignen, wählten die meisten Projektteams das Instrument der Literaturanalyse. Im Februar 2015 wurden alle Projektmitarbeiter zu einem gemeinsamen Workshop eingeladen, mit dem Ziel, sich gegenseitig kennenzulernen und das eigene Fachgebiet vorzustellen. Zudem wurde genügend Zeit für die Klärung von Detailfragen eingeräumt. Die anschliessende konkrete Arbeit zeigte, dass insbesondere bei der Ausarbeitung der sozialen Dimension der Nachhaltigkeit sowie der Analyse von Modellen zur Berechnung der Ökotoxizität verschiedene weitere Workshops nötig waren, um die gewünschte wissenschaftliche Basis zu erarbeiten. Die Projektarbeit sowie die Niederschrift wurden durch Fachexperten durchgeführt, um dem Anspruch eines gut durchdachten und wissenschaftlich fundierten Konzeptes nachzukommen. Damit der Leser/ die Leserin des vorliegenden Berichtes die gewünschten Informationen rascher auffinden kann, wurde den Projektpartnern der Aufbau des Schlussberichtes in der Form eines Inhaltsverzeichnisses vorgegeben. Die provisorischen Ergebnisse wurden der Projektoberleitung Anfang Mai 2015 in einer ganztägigen Veranstaltung präsentiert, um kritische Einwände frühzeitig erkennen und korrigieren zu können. Die Präsentation der Schlussergebnisse folgte im September 2015; eine Woche später wurden die Resultate von der wissenschaftlichen Begleitgruppe kritisch geprüft. Mitte November 2015 wurde der Projektoberleitung der erste Entwurf des vorliegenden Berichtes zugestellt. Abschliessend darf erwähnt werden, dass das anspruchsvolle Projekt während der gesamten Projektphase einen intensiven Austausch zwischen den einzelnen Projektpartnern und dem Projektleiter nötig machte.

Systemgrenzen: Die Systemgrenzen können nicht für alle drei Dimensionen der Nachhaltigkeit gleich gewählt werden. Die Umweltwirkungen (ohne Biodiversität und Bodenqualität) werden auf Basis der Lebenszyklusanalyse (EC-JRC-IES 2011) mithilfe der von Agroscope entwickelten Ökobilanzmethode SALCA (Swiss Agricultural Life Cycle Assessment) bestimmt, welche auf Stufe Gesamtbetrieb die nötigen Berechnungswerkzeuge bereitstellt. Dabei umfasst die Systemgrenze die landwirtschaftliche Produktion mit allen vorgelagerten Stufen bis zum Hoftor, d.h. ohne die nachgelagerten Prozesse Transport, Lagerung, Verarbeitung und Konsum. Bei den Wirkungen der landwirtschaftlichen Tätigkeit auf die Biodiversität und Bodenqualität wird nur der Betrieb betrachtet.

Die für die Umweltdimension etablierte Lebenszyklus-Analyse kann auch auf sozial-ökonomische Bereiche angewendet werden, würde aber den oben formulierten Grundsatz 4 (Datenerhebung nur via Betriebsleiter) klar verletzen. So müssten beispielsweise bei einer sozialen Lebenszyklusanalyse die sozialen Netzwerke und Beziehungen bei den Produzenten von Futtermitteln oder Herstellern von Traktoren eingeschlossen und damit erhoben werden. Die in Kapitel 3.4 aufgelisteten Fragen zur sozialen Dimension beschränken sich aber nicht auf die Betriebsleiterfamilie, sondern schliessen die Situation der Angestellten mit ein. Gewisse Fragen – wie etwa im Bereich der sozialen Netzwerke und der Rückverfolgbarkeit von Produkten – berücksichtigen zudem die sogenannten indirekten externen Stakeholder (Lokalgemeinschaft und Konsumenten), d.h. die sozialen Auswirkungen entlang der Wertschöpfungskette werden bis zu einem gewissen Umfang mit einbezogen.

Die Bewertung der wirtschaftlichen Nachhaltigkeit bezieht bewusst lediglich die „eigentlichen landwirtschaftlichen Aktivitäten“ (also insbesondere ohne Paralandwirtschaft) ein. Der Fokus liegt damit auf dem Betrieb; wirtschaftliche Kennzahlen können damit aus den in einer Betriebsbuchhaltung verfügbaren Informationen berechnet werden.

Abgrenzung: Es besteht keine eindeutige Abgrenzung zwischen den drei Dimensionen der Nachhaltigkeit: Umwelt, Wirtschaft und Soziales stehen in einer Wechselwirkung und beeinflussen sich gegenseitig. Wirtschaftliche, soziale und ökologische Aspekte begünstigen sich im positiven Fall, können sich aber auch konkurrieren. So ist ohne wirtschaftliche Lebensfähigkeit eines Betriebes ein funktionierendes soziales Netzwerk kaum möglich. Das Schnittmengen-Modell, welches die drei Dimensionen der Nachhaltigkeit mit drei sich überlappenden Kreisen abbildet, zeigt auf, dass sich gewisse Kriterien nicht immer eindeutig einer Dimension zuordnen lassen. So kann das Einkommen von Angestellten sowohl der ökonomischen als auch der sozialen Säule zugeordnet werden. In dieser Studie werden die Einkommensverhältnisse der Angestellten

der sozialen Dimension zugeteilt, da hier die Situation des gesamten Haushaltes im Vordergrund stehen soll, während die ökonomischen Säule auf die Leistungsfähigkeit des Betriebes fokussiert und nur Aktivitäten auf dem Betrieb bewertet. Damit folgen wir der Konvention des jährlich erscheinenden Agrarberichtes des BLW. Unter der sozialen Dimension werden in diesem Bericht neben den sozialen Nachhaltigkeitskategorien wie etwa der Arbeitssituation und der sozialen Integration (Kapitel 3 und 4) auch die Qualität des Landschaftsbildes (Kapitel 6) sowie das Tierwohl (Kapitel 5) integriert.

Ökologische Umweltwirkungen können die gleiche Ursache haben. So bewirkt z. B. der Dieserverbrauch gleichzeitig einen Abbau endlicher Ressourcen; trägt aber auch zum Ausstoss von Treibhausgasen bei. Damit beeinflusst der Dieserverbrauch sowohl die Ressourcennutzung als auch das Treibhausgaspotenzial. Wichtig ist darauf hinzuweisen, dass in der Methode SALCA die toxische Wirkung von Pestiziden auf Regenwürmer und Mikroorganismen im Rahmen der Bodenqualität abgeschätzt wird, während der Eintrag von Schwermetallen im Boden durch das Ausbringen von Düngern sowie der Applikation von Pestiziden der terrestrischen Ökotoxizität zugeordnet wird. Die Humantoxizität und die Ozonbildung werden im vorliegenden Bericht nicht berücksichtigt, da diese eine hohe Korrelation mit der Umweltwirkung „Treibhauspotenzial“ aufweist. Unberücksichtigt bleiben ferner die beiden Aspekte Geruchsemissionen und Lärm.

Teil I: Soziale Dimension

3 Menschliches Wohlbefinden

Jonas Isenring, Jacques Chavaz, Jean-Michel Couture, Christine Jurt, Andreas Roesch

3.1 Einleitung

In diesem Kapitel wird aufgezeigt, wie sich die soziale Nachhaltigkeit auf Schweizer Landwirtschaftsbetrieben erheben lässt. Der Fokus liegt hier auf der humanen Komponente der sozialen Nachhaltigkeit. Aspekte der Work-Life-Balance werden zum einen in diesem Teil des Berichts thematisiert, zum anderen aber auch im Kapitel 4 (Arbeitsbelastung). Das Tierwohl (Kapitel 5) und das Landschaftsbild (Kapitel 6), die auch zur sozialen Nachhaltigkeit gehören, werden ebenfalls in eigenen Kapiteln thematisiert, auch wenn insbesondere letzteres ebenfalls humane Komponenten beinhaltet. Wirtschaftliche Komponenten werden hingegen nur dann als Teil der sozialen Nachhaltigkeit betrachtet, wenn diese den Haushalt und nicht den Betrieb betreffen. Die wirtschaftliche Nachhaltigkeit des Betriebs ist Inhalt von Kapitel 7.

Ziel des vorliegenden Kapitels ist es aufzuzeigen, was unter sozialer Nachhaltigkeit im Kontext der Schweizer Landwirtschaft verstanden und wie diese erhoben werden kann. Hierzu wird einleitend die Relevanz der sozialen Dimension für die Nachhaltigkeit beschrieben. Anschliessend zeigt ein ausführlicher Überblick, welche theoretischen und praktischen Konzepte zu dieser Zielerreichung dienlich sind. Zudem präzisiert dieser Überblick, was erhoben werden soll und welche Kriterien bei der Auswahl eine Rolle spielen. In einem nächsten Schritt werden die zur Erhebung der sozialen Nachhaltigkeit vorgeschlagenen Indikatoren beschrieben und im Anschluss beurteilt. Das Kapitel 3 schliesst mit einer Empfehlung und einer Schlussfolgerung.

3.2 Relevanz des Themas für die Nachhaltigkeit

Ausgehend von einem Konzept der ökologischen Nachhaltigkeit, bei der die gerechte Verteilung ökologischer Ressourcen im Fokus steht, hat sich in den vergangenen Jahrzehnten die Erkenntnis durchgesetzt, dass in der Betrachtung von Nachhaltigkeit auch die soziale und die ökonomische Dimension miteinbezogen werden müssen.

Wichtige Meilensteine in dieser Entwicklung waren insbesondere der Brundtland-Bericht (UN 1987) sowie die im Rahmen der 1992 in Rio de Janeiro abgehaltenen United Nations Conference on Environment and Development entstandenen Rio-Deklaration und Agenda 21. Obwohl mit diesen Nachhaltigkeitskonzepten die Verbindung zwischen ökologischen, ökonomischen, sozialen und institutionellen Aspekten gesellschaftlicher Entwicklung gefordert wurde, blieb der Hauptfokus auf der ökologischen Dimension. Die Nachhaltigkeit der beiden anderen Dimensionen sollte primär der Ökologie dienen, da erkannt wurde, dass ein Umweltschutz ohne eine gleichzeitige Betrachtung dieser Dimensionen nicht möglich ist (Littig und Grießler 2004).

Eine explizite Gleichrangigkeit dieser drei Dimensionen enthält erst das von John Elkington (1999) entwickelte Konzept der „Triple Bottom Line“, welches postuliert, dass es unmöglich ist, eine Nachhaltigkeit in einer der drei Dimension zu erreichen, ohne zumindest ein Mindestmass an Nachhaltigkeit in den beiden anderen Dimensionen zu erreichen (McKenzie 2004). Aus Elkington's Konzept leitet sich das Drei-Säulen-Modell der Nachhaltigkeit ab, das heute häufig angewendet wird und die von ihm postulierte Gleichrangigkeit von ökologischer, sozialer und ökonomischer Nachhaltigkeit beinhaltet.

Die Gleichrangigkeit der Säulen wird damit begründet, dass die Befriedigung menschlicher Bedürfnisse nicht nur auf eine ökologisch stabile und gesundheitsverträgliche Umwelt reduziert werden darf, sondern dass es zusätzlich berechnete ökonomische, soziale und kulturelle menschliche Bedürfnisse gibt, für deren Erfüllung in einer nachhaltigen Gesellschaft Sorge getragen werden muss. Es werden also auch soziale und kulturelle Bedingungen, Leistungen und Werte als Ressourcen angesehen, die gemäss dem Nachhaltigkeitspostulat ebenfalls einer gerechten inter- und intragenerationellen Verteilung bedürfen (Littig und Grießler 2004).

3.3 Überblick

Ziel dieses Kapitel ist es, zum einen die soziale Nachhaltigkeit konzeptionell herzuleiten und zum anderen aufzuzeigen, welche Aspekte durch die Indikatoren erfasst und erhoben werden. Hierzu werden in einem ersten Teil sowohl theoretische als auch praktische Konzepte vorgestellt und diskutiert. In einem zweiten Teil wird unter Bezugnahme der Erkenntnisse des ersten Teils aufgezeigt, welche Aspekte erhoben werden sollen

und Kriterien definiert, die Indikatoren zur Messung dieser Aspekte erfüllen müssen. Anschliessend wird in einem dritten Teil Vorgehensweise zur Erstellung des Indikatorensets beschrieben.

3.3.1 Konzeptionelle Herleitung

Bevor ein Indikatorenset zur Erhebung der sozialen Nachhaltigkeit erstellt wird, muss genau definiert werden, was unter sozialer Nachhaltigkeit zu verstehen ist. Um dieses Ziel zu erreichen, wird diese Thematik konzeptionell aufgearbeitet. Ausgehend von einer generellen theoretischen Konzeption der sozialen Nachhaltigkeit wird der Fokus auf Konzepte gelegt, welche es zulassen, die soziale Nachhaltigkeit in einem Geschäftskontext zu erheben.

Soziale Nachhaltigkeit

Nimmt man die Nachhaltigkeitsdefinition des Brundtland-Berichts (UN 1987) als Basis, d.h. eine nachhaltige Entwicklung hat die Bedürfnisse der Gegenwart zu befriedigen ohne zu riskieren, dass dies künftigen Generationen vergönnt bleibt, stehen die Bedürfnisse und die dazu nötigen Ressourcen im Zentrum einer Betrachtung der sozialen Nachhaltigkeit (Empacher und Wehling 1999). Im Rahmen einer sozialen Nachhaltigkeit bieten sich zur Betrachtung dieser beiden Aspekte das Grundbedürfniskonzept sowie das Konzept des Sozialkapitals an.

Das Grundbedürfniskonzept ist eng mit dem Namen Maslow und dessen Bedürfnis-Pyramide verbunden. Maslow (1943) unterscheidet fünf Grundbedürfnisse, die er hierarchisch anordnet d.h., höhere Bedürfnisse entwickeln sich, wenn niedrige Bedürfnisse befriedigt sind. Diese Grundbedürfnisse und deren Hierarchie sind:

1. Physiologische Bedürfnisse, welche die Funktion des Organismus aufrechterhalten;
2. Sicherheitsbedürfnisse, wie das Verlangen nach Sicherheit und Beständigkeit;
3. Soziale Bedürfnisse, die den Wunsch nach Gemeinschaft und emotionalem Austausch betreffen;
4. Achtungsbedürfnisse, wie das Streben nach Selbstbestätigung und Selbstvertrauen sowie Anerkennung;
5. Bedürfnis nach Selbstverwirklichung.

Zwar verlor das Konzept der Grundbedürfnisse anfangs der 1970er Jahre an Bedeutung, wurde jedoch im Kontext der Entwicklungstheorie der 1980er Jahre zur Definition von Mindestanforderungen einer sozial nachhaltigen Entwicklung wieder aufgegriffen. Auch wenn keine allgemeine Definition von Grundbedürfnissen existiert, besteht ein Konsens, welche Grundbedürfnisse unverzichtbar sind. Diese lassen sich unterscheiden in materielle Grundbedürfnisse (Ernährung, Unterkunft, Kleidung, Versorgung mit genügend sauberem Trinkwasser, sanitäre Einrichtungen, Gesundheitsvorsorge, Bildungseinrichtungen) und folgende immaterielle Grundbedürfnisse (i) zufriedenstellende Beschäftigungsmöglichkeiten bei angemessener Entlohnung, (ii) Partizipation an individuell relevanten Entscheidungen auf lokaler Ebene, (iii) Partizipation an politischer Macht, (iv) politische Freiheit, (v) ökonomische Startgleichheit sowie (vi) Sicherung grundlegender Menschenrechte (Mutlak und Schwarze 2007).

Basierend auf dem Grundbedürfniskonzept haben sich durch neue Akzentsetzungen weitere Konzepte entwickelt. Besonders interessant sind das Konzept der menschlichen Entwicklung des UN-Entwicklungsprogramms (UNDP) und das Capability-Konzeptes von Amartya Sen (1999). Im Unterschied zum Grundbedürfniskonzept fokussieren diese beide Konzepte nicht auf bestimmte Objekte der Bedürfnisbefriedigung, sondern auf die Erweiterung der Handlungspotenziale der Akteure, um so ihre Bedürfnisse eigenständig zu befriedigen und ihre Existenz dauerhaft zu sichern (Empacher und Wehling 2002; Mutlak und Schwarze 2007). Sen (1999) definiert die Verwirklichungschancen (*capabilities*) als „die Möglichkeiten oder umfassende Fähigkeiten von Menschen, ein Leben führen zu können, für das sie sich mit guten Gründen entscheiden konnten, und das die Grundlagen der Selbstachtung nicht in Frage stellt“.

Interessant für eine Theorie der sozialen Nachhaltigkeit ist das Grundbedürfniskonzept und dessen Weiterentwicklungen als Versuch, soziale und politische Mindestbedingungen – und damit die Ziele einer sozial nachhaltigen Entwicklung – auf expliziter ethischer Grundlage zu definieren. Auch wenn das Konzept primär unter dem Gesichtspunkt der Armutsbekämpfung in der dritten Welt formuliert wurde, ist dieses Konzept auch für eine globale Diskussion – d.h. unter Einbezug der Industrie- und Schwellenländer – sozialer

Nachhaltigkeit von zentraler Bedeutung. Wichtig ist zu betonen, dass unter dem Aspekt der Nachhaltigkeit das Ziel nicht allein die Sicherstellung des „nackten Überlebens“ ist, sondern die Voraussetzung zu schaffen, aktiv und produktiv an gesellschaftlichen, wirtschaftlichen und politischen Prozessen teilzunehmen. Eine Schwierigkeit dieses Konzeptes besteht allerdings in der Aufgabe, Bedürfnisse zukünftiger Generationen zu definieren ohne die entsprechenden Kenntnisse über deren künftigen Wandel zu haben (Empacher und Wehling 2002).

Ein zweites Konzept, das sich zur Beschreibung sozialer Nachhaltigkeit anbietet, ist das Konzept des Sozialkapitals. Unter Sozialkapital wird der Bestand an sozialen Netzwerken, Vertrauen und kooperationsfördernden Werten und Normen einer Gesellschaft verstanden (Mutlak und Schwarze 2007).

Dieses Konzept wurde in den 1980er Jahren insbesondere von zwei soziologischen Richtungen aufgegriffen. Zum einen von der Theorie des rationalen Handelns durch Coleman (1988, 1992) und zum anderen von der Klassentheorie durch Bourdieu (1983).

Coleman (1992) stützt seine Erklärung von Sozialkapital auf die Beobachtung, dass Personen ihre sozialen Kontakte instrumentalisieren, um bestimmte Ziele zu erreichen, so dass soziale Bindungen als privates Vermögen entstehen. Im Gegensatz zum Humankapital, das sich durch Kompetenzen und Fähigkeiten der einzelnen Individuen manifestiert, bezieht sich Sozialkapital auf die Beziehungsstruktur von zwei oder mehr Personen (Empacher und Wehling 2002; Mutlak und Schwarze 2007).

Bourdieu's Konzept des Sozialkapitals entstammt aus seiner allgemeinen Theorie der Reproduktion von Kapital. Er unterscheidet drei Arten von Kapital: ökonomisches Kapital, kulturelles Kapital und soziales Kapital, wobei er letzteres folgendermassen definiert: „Das Sozialkapital ist die Gesamtheit der aktuellen und potentiellen Ressourcen, die mit dem Besitz eines dauerhaften Netzes von mehr oder weniger institutionalisierten Beziehungen gegenseitigen Kennens oder Anerkennens verbunden sind; oder, anders ausgedrückt, es handelt sich dabei um Ressourcen, die auf der Zugehörigkeit zu einer Gruppe beruhen“ (Bourdieu 1983). Die Höhe des sozialen Kapitals hängt nach Bourdieu davon ab, wie weit sich das Netz der Beziehungen ausdehnt und über wie viel ökonomisches, kulturelles und soziales Kapital diejenigen verfügen, mit denen ein Individuum in Beziehung steht. Soziales Kapital kann in dieser Sichtweise nicht als einzige Komponente der sozialen Dimension und unabhängig von ökonomischem und kulturellem Kapital betrachtet werden (Empacher und Wehling 2002; Mutlak und Schwarze 2007).

Im Unterschied zu Coleman geht Bourdieu nicht davon aus, dass Profite aus der Zugehörigkeit zu einer Gruppe unbedingt bewusst angestrebt werden, sondern die Bildung von Beziehungen und dauerhaften Verpflichtungen auch zufällig erfolgen kann. Ein weiterer wichtiger Unterschied zwischen den beiden Konzepten besteht darin, dass Bourdieu bei der Betrachtung grösstenteils auf der individuellen Ebene – also der Mikrostruktur – verbleibt und nicht wie Coleman auch Entstehung und Nutzen von Sozialkapital auf einer Meso- und Makrostruktur beschreibt. Für Coleman gehören nebst individuellen sozialen Netzwerken auch übergeordnete gruppenspezifische (mesostrukturelle) oder gesamtgesellschaftliche (makrostrukturelle) Normen und Werte zum Sozialkapital, da diese Strukturen die gemeinsame Erreichung individueller Handlungsziele erleichtern. Gruppen, Gemeinschaften, Netzwerke und Organisationen bringen für Coleman (1988) insbesondere dann Sozialkapital hervor, wenn diese dicht und geschlossen sind, sowie eine hohe Interaktionshäufigkeit und verbindende Normen beinhalten. Folglich liegt für Coleman die Gefahr des Rückgangs von sozialem Kapital insbesondere im Abschmelzen enger, von den Akteuren überschaubarer Gemeinschaften. Auch das Nachlassen starker, traditioneller Familienstrukturen stellt aus seiner Sicht diesbezüglich ein Problem dar (Gefken 2012).

Noch stärker als Coleman, fokussiert Putnam – ein weiterer wichtiger Vertreter des Sozialkapitalkonzeptes – auf die gesamtgesellschaftlichen Effekte des sozialen Kapitals. So definiert Putnam (1995) Sozialkapital folgendermassen: „*Social capital refers to features of social organization such as networks, norms, and social trust that facilitate coordination and cooperation for mutual benefit*“. Putnams Ansatz zeichnet aus, dass ihn soziale Netzwerke vor allem als Netzwerke bürgerschaftlichen Engagements (*civic engagement*) interessieren. Gerade in diesen Netzwerken, wie beispielsweise in Vereinen, entfalten sich besonders gut Reziprozitätsnormen, Vertrauen und solidarisches Handeln (Gefken 2012).

Wie sich zeigt, ist das Sozialkapitalkonzept mehrdimensional und kann sowohl auf individueller, gruppenspezifischer oder gesamtgesellschaftlicher Ebene entstehen und auch auf all diesen Ebenen Nutzen bringen.

Das Konzept des Sozialkapitals wird seit den 1990er Jahren in der Nachhaltigkeitsforschung thematisiert und sieht sich von dieser mit grossen Erwartungen konfrontiert. Zum einen wird damit die Hoffnung geweckt, dass sich durch die Anwendung dieses Konzepts die soziale Dimension der Nachhaltigkeit vollständig oder zumindest teilweise beschreiben lässt. Zum anderen lässt die Verwendung des Kapitalbegriffs vermuten, dass das Sozialkapital Analogien zu anderen Kapitalarten wie beispielsweise Sach- oder Naturkapital aufweist und somit als ein Vermögensbestand in der sozialen Dimensionen der Nachhaltigkeit gemessen werden kann. Es zeigt sich jedoch, dass das Sozialkapitalkonzept zwar wichtige Ansatzpunkte für eine Definition sozialer Nachhaltigkeit liefert, die keinesfalls vernachlässigt werden dürfen, jedoch kein geeignetes Instrument darstellt, soziale Nachhaltigkeit theoretisch zu erfassen und zu messen. So wird bemängelt, dass die Analogie zu anderen Kapitalarten nicht ohne weiteres gezogen werden kann, da sich das Sozialkapital im Gegensatz zu Sach- oder Naturkapital nicht abnutzt, sondern vielmehr zunimmt, umso mehr es genutzt wird. Zudem wird kritisiert, dass durch das Sozialkapitalkonzept lediglich die sozialen Ressourcen beschrieben werden, für eine soziale Nachhaltigkeit jedoch auch darin nicht beschriebene Ressourcen wichtig sind. Zusätzlich wird gefordert, dass das Sozialkapital nicht auf seine ökonomische Bedeutung eingeschränkt werden darf, sondern primär auch eine zivilgesellschaftliche Handlungsressource darstellt, die beispielsweise für die Regelung eines zivilen, gewalt- und konfliktfreien gesellschaftlichen Zusammenlebens von zentraler Bedeutung ist (Empacher und Wehling 2002; Mutlak und Schwarze 2007).

Aus den obigen Erkenntnissen bezüglich sozialer Nachhaltigkeit und der Brundtland-Definition von Nachhaltigkeit folgt:

- Eine allgemeingültige Definition von sozialer Nachhaltigkeit existiert nicht.
- Die sozialen Bedürfnisse der jetzigen Generation sollen so erfüllt werden, dass kein Risiko besteht, dass zukünftige Generationen ihre eigenen sozialen Bedürfnisse nicht befriedigen können.
- Mittels des Grundbedürfniskonzepts werden nur grundlegende Bedürfnisse definiert, eine soziale Nachhaltigkeit lässt sich jedoch nicht erreichen, wenn lediglich diese Bedürfnisse befriedigt werden. Vielmehr heisst soziale Nachhaltigkeit, dass Individuen Bedürfnisse befriedigen und so aktiv und produktiv an gesellschaftlichen, wirtschaftlichen und politischen Prozessen teilnehmen können.
- Die Bedürfnisse sind nicht statisch, d.h. Bedürfnisse der heutigen Generation können, müssen aber nicht gleich sein wie die Bedürfnisse zukünftiger Generationen.
- Zur Bedürfnisbefriedigung sind Ressourcen notwendig.
- Das Sozialkapitalkonzept benennt individuelle sowie gesellschaftliche Ressourcen, die für die soziale Dimension von Nachhaltigkeit wichtig sind.
- Das Sozialkapital darf nicht auf seine ökonomische Bedeutung beschränkt werden, sondern hat auch eine wichtige nichtmonetäre Bedeutung.
- Die im Sozialkapitalkonzept genannten Ressourcen sind für eine soziale Nachhaltigkeit nicht ausreichend. Vielmehr müssen hierzu auch Ressourcen aus Sach-, Natur- und Humankapital herangezogen werden.²

Wohlbefinden

Nachdem aufgezeigt wurde, wie sich das Konzept der soziale Nachhaltigkeit entwickelt hat und welches die wichtigen Punkte zu dessen Erklärung sind, gilt es nun einen Weg zu finden, die soziale Nachhaltigkeit konkret erheben zu können. Hierfür bietet sich das Well-being-Konzept an, welches als integraler Bestandteil von sozialer Nachhaltigkeit betrachtet wird. So definiert Ross (2013) soziale Nachhaltigkeit als “[...] an ideal state of wellbeing which might be expected to occur when social, economic, and environmental interactions foster intergenerational equality and longitudinal equilibrium. That is, social sustainability refers to equality, well-being, and balance across quality of life indicators between sociocultural groups over time and from one generation to the next.” Ebenso identifizieren Magis und Shinn (2009) individuelles Wohlbefinden – im

² Je nach Definition sind hier auch das Kulturkapital und das Wissen zu nennen. Bourdieu benennt diese explizit, während diese bei anderen Definitionen in den genannten Kapitalen enthalten sind.

Zusammenspiel mit sozialer Gleichheit, demokratischer Regierung und einer funktionierenden Zivilgesellschaft – als fundamentale Voraussetzung für eine soziale Nachhaltigkeit.

Einerseits wird damit der wichtige Stellenwert des Wohlbefindens zur sozialen Nachhaltigkeit aufgezeigt, andererseits wird aber auch aufgezeigt, dass soziale Nachhaltigkeit nicht mit Wohlbefinden gleichgesetzt werden kann, sondern noch weitere Komponenten beinhaltet. Die Konzentration auf das Well-being-Konzept in diesem Projekt lässt sich dadurch begründen, dass es sich hierbei primär um eine individuelle Komponente handelt, während die anderen Komponenten mehr gesamtgesellschaftlicher Natur sind. Zwar werden auch die anderen Komponenten durch die Handlung der einzelnen Individuen geformt, jedoch in der Regel in weit geringerem Masse als dies für das für das eigene Wohlbefinden sowie von Personen, mit denen man in einer nahen privaten oder beruflichen Beziehung steht, möglich ist.

Zudem formen eine funktionierende Demokratie und Zivilgesellschaft eine Komponente des in diesem Projekt verwendeten Well-being-Framework der OECD (siehe nächstes Kapitel), wodurch diese Komponente mitberücksichtigt wird. Auch die soziale Gleichheit – wenn auch nicht explizit erwähnt – kann durch den Einbezug der Kapitale im OECD Well-being-Framework zumindest teilweise als Voraussetzung für eine soziale Nachhaltigkeit betrachtet werden.

Obwohl sich die Well-being-Forschung in den letzten Jahrzehnten gut etabliert hat, fehlt – analog der sozialen Nachhaltigkeit – nach wie vor eine allgemeine Definition des Begriffs. Deshalb existiert eine grosse Diversität unterschiedlicher Definitionen und Beschreibungen des Konzepts, was nicht zuletzt an dessen inhärenten Komplexität liegt. Zusätzlich wird das Well-being-Konzept von unterschiedlichen akademischen Disziplinen und Richtungen behandelt und folglich aus unterschiedlichen Perspektiven betrachtet. Diese Komplexität einerseits und die verschiedenen Perspektiven andererseits führt dazu, dass das Wohlbefinden häufig entweder sehr offen (und damit unklar) definiert wird oder aber zu eng gefasst wird und deshalb wichtige Aspekte des Wohlbefindens unberücksichtigt lassen. So wird Wohlbefinden zum Teil als Synonym für Glück (*happiness*), Lebensqualität (*quality of life*) oder Lebenszufriedenheit (*life satisfaction*) verwendet, welche gemäss gängigen weitergefassten Definitionen nicht gleichbedeutend mit Wohlbefinden sind, sondern lediglich Teilaspekte davon bilden (Forgeard *et al.* 2011; Dodge *et al.* 2012; La Placa *et al.* 2013).

Trotz dieser partiellen Fokussierung auf Teilaspekte hat sich immer mehr die Erkenntnis durchgesetzt, dass es sich beim Well-being-Konzept um ein vielseitiges und mehrdimensionales Konstrukt handelt. Weitverbreitet ist die Ansicht, dass emotionale, soziale und funktionale Komponenten darin enthalten sind. Ungeklärt bleibt jedoch, welche Komponenten in eine gültige Theorie und die Messung von Wohlbefinden einfließen sollen. Aus dieser Erkenntnis folgt, dass für eine umfängliche Evaluation von Wohlbefinden sowohl objektive als auch subjektive Komponenten zu berücksichtigen sind. Diese beiden Komponenten werden jedoch nicht einheitlich definiert (Forgeard *et al.* 2011; Dodge *et al.* 2012; La Placa *et al.* 2013).

Definitionen objektiver Komponenten liegen häufig bedürfnisorientierte Konzepte und Theorien zugrunde, wie das *Capability*-Konzept von Sen (1999), der Primärgüter-Ansatz von Rawls (1999) oder Definitionen von Grundbedürfnissen wie beispielsweise von Doyal und Gough (1991). Solche Zusammenstellungen führen allerdings nicht zu einer formalen Theorie von Wohlbefinden, sondern bieten lediglich eine Auswahl an Eigenschaften und Charakteristiken, die zu einem Wohlbefinden beitragen. Zwar variieren diese Zusammenstellungen, in der Regel beinhalten sie jedoch Begriffe wie ökonomische Ressourcen, politische Freiheit, gute Gesundheit sowie gute Bildung zu beinhalten (Forgeard *et al.* 2011).

In der aktuellen Forschung herrscht Konsens, dass sich Wohlbefinden lediglich mit objektiven Indikatoren nicht adäquat abbilden lässt. Dies wird primär damit begründet, dass objektive Indikatoren nicht berücksichtigen, dass Bedürfnisse individueller Natur sind und damit nicht absolut vorgegeben werden können. Dieser Schwäche objektiver Indikatoren lässt sich durch eine Ergänzung mit subjektiven Komponenten entgegenwirken (Forgeard *et al.* 2011).

Wie auch bei den objektiven Komponenten existieren für subjektive Komponenten von Wohlbefinden verschiedene Ansätze. Oft genannt werden generelles Glück (*happiness*), positive Emotionen (*positive emotions*), Engagement (*engagement*), Sinn und Zweck des Lebens (*meaning and purpose of life*), Lebenszufriedenheit (*life satisfaction*), Beziehungen und soziale Unterstützung (*relationships and social support*) sowie Leistung und Kompetenzen (*accomplishment and competence*) (Forgeard *et al.* 2011).

OECD Well-being-Framework

Eine aktuelle und breitgefaste Definition von Wohlbefinden (engl. well-being) liefert die OECD (2011a) durch das Well-being Framework, welches auf Empfehlungen der Kommission für Messung von wirtschaftlicher Leistung und sozialem Fortschritt (Stiglitz-Sen-Fitoussi Kommission) basiert.

Dieses Konzept wurde zur Messung des Wohlbefindens der Bevölkerung auf nationaler und regionaler Ebene entwickelt und basiert auf einem Set von Makroindikatoren (z. B. Beschäftigungsrate, Haushaltsausgaben, etc.). Auch wenn dieses Konzept nicht für die Mikroebene entwickelt wurde und dessen Indikatoren folglich nur beschränkt direkt auf dieser Ebene angewandt werden können, liefert es eine fundierte Definition von Wohlbefinden und somit eine gute Grundlage zur Entwicklung von Indikatoren zur Messung des Wohlbefindens auf Individualebene. Insbesondere unter Berücksichtigung der Verbindung sozialer Nachhaltigkeit und Wohlbefinden bietet sich dieses Konzept aus folgenden Gründen an:

- Die Definition basiert auf dem *Capability*-Konzept und greift somit ein wichtiges Konzept der sozialen Nachhaltigkeitsforschung auf.
- Es werden sowohl materielle als auch immaterielle Bedingungen miteinbezogen.
- Objektive und subjektive Komponenten werden kombiniert, was im Einklang mit der aktuellen Forschung steht.
- Es wird nicht nur das Wohlbefinden der jetzigen Generation betrachtet, sondern auch die Nachhaltigkeit des Wohlbefindens für zukünftige Generationen.
- Es werden Aspekte sozialer, ökonomischer sowie ökologischer Nachhaltigkeitsdimension integriert und betont, dass deren Interaktionen für die Lebensumstände der Menschen wichtig sind.
- Zusätzlich zum Sozialkapital werden auch Naturkapital, Sachkapital und Humankapital miteinbezogen und entspricht somit der Forderung, dass eine bloße Betrachtung von Sozialkapital für die soziale Nachhaltigkeit unzureichend ist.

Ausgehend vom *Capability*-Konzept wurden von der OECD für diesen Framework elf Dimensionen identifiziert, die den Menschen erlauben, ihr Leben nach ihren jeweiligen Zielen und Werten gestalten zu können. Diese elf Dimensionen werden – wie in Abbildung 1 ersichtlich – in materiellen Bedingungen (*material conditions*) und Lebensqualität (*quality of life*) unterteilt. Ergänzt werden diese mit den Kapitalen, die nötig sind, das Wohlbefinden im Sinne der Nachhaltigkeit auch für zukünftige Generationen sicherzustellen.



Abbildung 1: Konzeptionelles Well-being Framework der OECD (2011a).

Zu den materiellen Bedingungen werden in diesem Konzept Einnahmen und Vermögen, Arbeit und Verdienst sowie die Wohnbedingungen gezählt.

Mittels Einnahmen und Vermögen werden die aktuellen und zukünftigen Konsummöglichkeiten erfasst. Vorhandene Konsummöglichkeiten erlauben nicht nur eine Abdeckung der Grundbedürfnisse, sondern auch die Erfüllung weiterer Ziele. Ökonomische Ressourcen steigern die individuelle Wahlfreiheit, das Leben nach den eigenen Vorstellungen und Wünschen zu gestalten. Ausreichendes Vermögen wirkt zudem ökonomischen Risiken entgegen, indem damit unerwartete Einkommensveränderungen abgedeckt werden können. Die Bewahrung des Vermögens ist mitentscheidend, um die materiellen Lebensumstände über längere Zeiträume zu gewährleisten.

Bei Arbeit und Verdienst ist sowohl das Vorhandensein als auch die Qualität entscheidend. Arbeit und Verdienst sind nicht nur wichtig, um Kontrolle über Ressourcen zu besitzen, sondern ermöglichen den Menschen auch Fähigkeiten zu entwickeln, ein Gefühl des Nutzens für die Gesellschaft zu haben und Selbstvertrauen aufzubauen. Zudem kann Arbeit zur persönlichen Identität beitragen und zu sozialen Beziehungen führen. Fehlende Arbeit hingegen wirkt sich häufig negativ auf die Gesundheit (Wilson und Walker 1993) und das subjektive Wohlbefinden (Clark und Oswald 1994). Die Folgen der Arbeitslosigkeit beschränken sich damit nicht auf den damit verbundenen Einkommensverlust.

Menschen verbringen in der Regel einen beträchtlichen Teil ihrer Zeit bei der Arbeit. Deshalb dürften die Arbeitsbedingungen den Menschen ähnlich stark beeinflussen wie das reine Vorhandensein von Arbeit. Zur Definition und Messung der Arbeitsqualität gibt es verschiedene Ansätze, wie beispielsweise von der ILO (2003) oder der *United Nations Economic Commission for Europe (UNECE)* zusammen mit *Eurostat* (UNECE 2010). Diese Ansätze identifizieren als wichtige Punkte für eine hohe Arbeitsqualität, die Arbeitssicherheit, eine gute Ethik an der Arbeitsstelle, die soziale Sicherheit, ein sozialer Dialog im Unternehmen, soziale Beziehungen am Arbeitsplatz sowie Arbeitsmotivation.

Die Wohnbedingungen werden als weitere Komponente des materiellen Lebensstandards identifiziert. Gute Wohnbedingungen sind essentiell zur Erfüllung von Grundbedürfnissen, wie etwa dem Schutz vor extremen Wetter- und Klimakonditionen und anderen Gefahren. Zudem vermitteln gute Wohnbedingungen ein Gefühl von genereller Sicherheit und Privatsphäre. Schlechte Wohnbedingungen, wie beispielsweise mangelhafte sanitäre Einrichtungen oder Überbelegung, sind eine wichtige Ursache für einen schlechten körperlichen und mentalen Gesundheitszustand (OECD 2008b, 2009, 2011b) und können zu häuslicher Gewalt sowie ungenügenden schulischen Leistungen der Kinder beitragen (OECD 2009). Ebenso kann durch schlechte Wohnbedingungen die Teilnahme am sozialen Leben (Empfang von Gästen etc.) beeinträchtigen und folglich zu einem tieferen Sozialkapital führen (Glaeser und Sacerdote 2000).

Zur Kategorie Lebensqualität zählt die OECD die immateriellen Well-being Komponenten Gesundheitszustand, Work-Life-Balance, Bildung und Fähigkeiten, soziale Beziehungen, Bürgerengagement und Governance, Umweltqualität, persönliche Sicherheit sowie das subjektive Wohlbefinden.

Der Gesundheitszustand ist eine der wichtigsten Komponenten im Leben und beeinflusst nicht nur die Lebenslänge, sondern auch ob das Leben möglichst frei von Krankheiten und Behinderungen gelebt werden kann. Der Gesundheitszustand beeinflusst aber auch die Möglichkeiten sich weiterzubilden, am Arbeitsmarkt teilzunehmen oder soziale Beziehungen zu pflegen. Die WHO (1948) definiert die Gesundheit als „*a state of complete physical, mental and social well-being and not merely the absence of disease or infirmity*“. Diese Definition zeigt, dass das Gesundheitskonzept breit aufgefasst wird und die Gesundheit viele Aspekte des Lebens tangiert. Diese Definition hebt ebenfalls hervor, dass sowohl objektive als auch subjektive Gesundheitsaspekte wichtig sind.

Der Gesundheitszustand wird durch eine Vielzahl von Faktoren beeinflusst. Hierzu zählen beispielsweise das Erbgut, Suchtgewohnheiten, Übergewicht aber auch die Lebens- und Arbeitsumstände, das Einkommen oder ob genügend finanzielle Mittel für die Gesundheitsversorgung und Prävention zur Verfügung steht. Der Gesundheitszustand resultiert folglich aus dem Zusammenspiel gesellschaftlicher, sozioökonomischer, ökologischer, biologischer Faktoren sowie dem Lebensstil. Viele dieser Faktoren sind durch die Gesundheitsvorsorge und andere Vorsorgestrategien beeinflusst. Diese Faktoren des Lebensstils und der Vorsorge sind entscheidend, ob man krank wird oder gesund bleibt.

Mit Work-Life-Balance wird das Gleichgewicht zwischen Arbeits- und Privatleben eines Menschen bezeichnet. Ein solches Gleichgewicht zu erreichen ist für das Wohlbefinden der Menschen zentral. Zu wenig Arbeit kann

dazu führen, dass zu wenig verdient wird, um einen gewünschten Lebensstandard zu pflegen; aber auch die Sinnhaftigkeit des Lebens kann dadurch in Frage gestellt werden. Zu viel Arbeit kann sich negativ auf das Wohlbefinden auswirken, wenn darunter etwa die Gesundheit oder das Privatleben leiden. Die Fähigkeiten eines Menschen, die Arbeit und das Privatleben ausgeglichen gestalten zu dürfen ist nicht nur für sein eigenes Wohlbefinden wichtig, sondern auch für jenes anderer Haushaltsmitglieder. Insbesondere das Wohlbefinden von Kindern hängt stark von der Work-Life-Balance der Eltern ab, die unter anderem für die gemeinsam verbrachte Zeit relevant ist. Ebenfalls kann das Wohlbefinden älterer und pflegebedürftiger Eltern durch eine unausgewogene Work-Life-Balance der arbeitstätigen Familienmitglieder negativ beeinflusst werden. Auch auf gesellschaftlicher Ebene ist es wichtig, dass die Gesellschaftsmitglieder über genügend Freizeit verfügen, um ihre sozialen Beziehungen zu pflegen und am Gesellschaftsleben teilzunehmen.

Bildung und Fähigkeiten gelten nicht nur als Schlüsselfaktoren für den Wohlstand von Nationen, sondern auch als Schlüsselfaktoren für ein besseres Leben der einzelnen Menschen. Die Entwicklung von Fähigkeiten ist für den Menschen von höchster Bedeutung. Es ist das Resultat einer der grössten Bestrebungen, nämlich dem Grundbedürfnis ständig Neues zu lernen. Viele Fähigkeiten sind wichtig, um ein gutes und selbstbestimmtes Leben zu führen. Zudem gehen mit Bildung oft Aktivitäten einher, die den Menschen Freude bereiten, wie beispielsweise ein Buch lesen oder der Besuch einer Ausstellung.

Bildung führt auch indirekt zu einem grösseren Wohlbefinden. So hat Bildung eine starke positive Auswirkung auf die materiellen Lebensumstände, da höhere Bildung in der Regel zu höheren Chancen auf dem Arbeitsmarkt und höherem Verdienst führen (OECD 2010). Auch haben gebildete Menschen oft einen besseren Gesundheitszustand, da diese oft einen gesünderen Lebensstil pflegen und grössere Chancen auf eine Arbeitsstelle in einem Umfeld mit geringeren Gefahren aufweisen (La Fortune und de Looper 2009; Miyamoto und Chevalier 2010). Bildung erhöht zudem das Bürgerbewusstsein, fördert die politische Partizipation (Borgonovi und Miyamoto 2010) und versorgt die Menschen mit Fähigkeiten, die eine bessere Integration in die Gesellschaft ermöglichen.

Qualität und Quantität sozialer Beziehungen gelten in doppelter Hinsicht als wichtige Determinanten des Wohlbefindens. Zum einen bereitet es Freude mit anderen Personen Zeit zu verbringen und Erlebnisse zu teilen (Kahneman und Krueger 2006), zum anderen stellen soziale Beziehungen wichtige Ressourcen dar in Form sozialer Netzwerken. Auf diese Netzwerke kann bei Unterstützungsbedarf zurückgegriffen werden. Zudem können sie Zugang zu Arbeitsmöglichkeiten und anderen Bereichen ermöglichen, den man ohne soziale Beziehungen nicht oder nur erschwert hätte. Gut entwickelte soziale Beziehungen lassen Vertrauen, Normen und kollektive Aktionen entstehen und fördern einen guten Informationsaustausch. Soziale Beziehungen sind ein fundamentaler Bestandteil des Sozialkapitals und haben zumeist nicht nur positive Auswirkungen auf das Wohlbefinden des einzelnen, sondern auch auf das Funktionieren der ganzen Gesellschaft.

Als Bürgerengagement und Governance werden einerseits die Aktivitäten der Bevölkerung zur Partizipation an politischen Prozessen und andererseits die Art und Weise des Funktionierens der politischen Institutionen bezeichnet. Bürgerengagement und eine gute Governance tragen zum Wohlbefinden von Menschen bei, wenn sich diese konstruktiv in die politischen Prozesse einbringen können und dadurch politisch Einfluss auf die Gestaltung ihres Lebenskontexts nehmen. Eine gute und effektive öffentliche Governance schafft zudem Vertrauen in Politik und Verwaltung, während ein Bürgerengagement bei den Menschen ein Gefühl der Gesellschaftszugehörigkeit und sozialer Integration sowie Vertrauen herbeiführen kann, was alles ebenfalls zum Wohlbefinden beiträgt.

Das Wohlbefinden der Menschen korreliert stark mit der Umweltqualität ihres Lebensraums. Zum einen beeinflusst eine gesunde physische Umwelt die Lebensqualität der Bewohner aus gesundheitlichen Aspekten, wobei als wichtige Determinante die Umweltverschmutzung durch Schadstoffe und Lärm gilt (Prüss-Üstün und Corvalán 2006). Zum anderen ist eine gesunde physische Umwelt für das Wohlbefinden der Bewohner auch deshalb wichtig, weil sich in einem ästhetisch schönen und intakten Lebensraum ein Wohlfühl besser entwickeln kann. Ein Lebensraum mit Grünflächen, Wald, gesunden Gewässern und sauberer Luft bietet zudem viele Möglichkeiten für die Freizeitgestaltung und Erholung, was ebenfalls essentielle Komponenten des Wohlbefindens sind. Eine gute Umweltqualität führt direkt zu einem besseren Wohlbefinden, da diese auch positive ökonomische Auswirkungen auf Einkommen und Vermögen ausüben kann. Nicht nur die Einflüsse der Umweltqualität auf das Wohlbefinden sind mannigfaltig, auch das Konzept der Umweltqualität

ist breit gefasst und beinhaltet sowohl objektive Komponenten, wie Konzentrationen und Emissionen von Schadstoffen, als auch subjektive Komponenten, wie Wahrnehmung und Wertung von Schönheit und Intaktheit.

Das Konzept der persönlichen Sicherheit sollte ebenfalls breit gefasst werden und beinhaltet unter anderem Gefahren von Kriegen, politischen und ethnischen Konflikten, Terrorismus, Umwelt- und Naturgefahren, Industrieunfällen oder Betriebsunfällen. Das OECD Konzept fokussiert auf die Kriminalität, die zu den grössten Gefahren für die persönliche Sicherheit zählt. Auch Kriminalität selbst ist mehrdimensional und umfasst unter anderem körperliche Angriffe, Diebstahl, Einbrüche, Überfälle aber auch Betrug oder Korruption. Kriminalität kann sowohl physische als auch psychische Kurz- oder Langzeitfolgen für die Opfer haben. Aber auch indirekt hat Kriminalität einen Einfluss auf das Wohlbefinden von Menschen. Denn bereits die Sorge und Angst vor möglicher Kriminalität kann tägliche Aktivitäten erschweren oder verhindern und die Bewohner psychisch belasten. Für das Wohlbefinden der Menschen ist es folglich wichtig, nicht nur in einer objektiv sicheren Umgebung zu leben, sondern diese auch subjektiv so zu empfinden.

Subjektives Wohlbefinden reflektiert die Auffassung, dass die Art und Weise wie Menschen Umstände und deren Auswirkungen wahrnehmen höchst bedeutsam sind. Um das subjektive Wohlbefinden zu beurteilen, werden die drei Komponenten Lebenszufriedenheit, positive Affekte und negative Affekte betrachtet. Die Lebenszufriedenheit wird mittels einer reflektierenden Beurteilung über die generellen Lebensumstände erfasst. Dies stellt eine nützliche Ergänzung zur Beurteilung mittels objektiven Kriterien dar, da so ein Gesamtbild des Wohlbefindens abgebildet werden kann, das auf individuellen Präferenzen und nicht auf generell definierten Well-being-Komponenten beruht. Positive und negative Affekte messen Emotionen zu einem bestimmten Zeitpunkt. Zu den positiven Affekten zählen unter anderem Glück, Freude, Begeisterung oder Liebe, während als negative Affekte unter anderem Wut, Schmerz und Traurigkeit gelten. Im Gegensatz zur Lebenszufriedenheit, bei der die generelle Empfindung im Zentrum der Betrachtung steht, geben die positiven und negativen Affekte Auskunft über die Auswirkungen spezifischer täglicher Aktivitäten, wie beispielsweise dem Pendeln oder Begegnungen mit Freunden.

Die oben beschriebenen Dimensionen von Wohlbefinden wurden von der OECD für die jetzige Generation und aus heutiger Perspektive identifiziert. Diese lassen sich jedoch nicht ohne weiteres auf zukünftige Generationen übertragen, da unbekannt ist, wie diese Generationen ihr eigenes Wohlbefinden definieren werden. Für eine Betrachtung der Nachhaltigkeit des Wohlbefindens genügt es folglich nicht, die elf Dimensionen langfristig zu gewährleisten, vielmehr müssen die den Well-being Dimensionen unterliegenden Faktoren betrachtet werden.

Dafür bietet sich der Kapitalansatz (*capital approach*) an. Im Zentrum stehen bei diesem Ressourcen, denen einen Nutzen für das Wohlbefinden zugesprochen wird. Diese Ressourcen, auch Kapitale genannt, verbinden die Gegenwart mit der Zukunft, indem diese je nach Gebrauch in der Gegenwart und Zukunft verfügbar bleiben. Die Wahl und das Verhalten einer Generation beeinflusst folglich die Möglichkeiten der nächsten Generation.

Für die Anwendung des Kapitalansatzes auf die Nachhaltigkeit von Wohlbefinden ist es wichtig die dem Wohlbefinden unterliegenden Einflussfaktoren zu identifizieren und deren Veränderungen zu beobachten.

Das OECD Well-being-Framework unterscheidet zwischen dem ökonomischen Kapital, dem Naturkapital, dem Humankapital und dem Sozialkapital, die gemeinsam zu einem nachhaltigen Wohlbefinden beitragen.

Ökonomisches Kapital lässt sich unterteilen in produziertes Kapital und finanzielles Kapital. Unter ersteres fallen reale Vermögenswerte wie Gebäude, Maschinen, Strassen, Halb- und Fertigfabrikate, aber auch immaterielle Güter, wie Software oder Kunst. Letzteres umfasst u.a. Bargeld, Bankguthaben, Aktien oder das Alters- und Versicherungsguthaben.

Das Naturkapital besteht aus einem breiten Spektrum aus natürlich vorkommenden Güter, die sowohl handelbar als auch nicht handelbar sein können. Eine Unterscheidung innerhalb des Naturkapitals kann im Kontext der Nachhaltigkeit zwischen Umweltgütern und Ökosystemen vorgenommen werden. Während ersteres die einzelnen Komponenten der Umwelt beinhaltet, werden mit letzterem die Interaktionen und das gemeinsame Funktionieren der einzelnen Komponenten bezeichnet. Für eine Untersuchung der Nachhaltigkeit des Naturkapitals im Kontext des Wohlbefindens müssen einerseits die Bestände und Veränderungen von

Umweltgütern untersucht werden, und andererseits die Fähigkeit des Ökosystems, Dienstleistungen für die Wirtschaft und andere wichtige Komponenten des menschlichen Wohlbefindens zu erbringen.

Unter Humankapital versteht die OECD (2001) Wissen, Fähigkeiten, Kompetenzen und Eigenschaften von Individuen, die persönliches, soziales und wirtschaftliches Wohlbefinden unterstützen. Diese Komponenten sind vielseitig und beinhalten auch Motivation, Verhalten, sowie physische, emotionale und mentale Gesundheit von Individuen (OECD 2001). Auch wenn das Humankapital von Institutionen und Wissenschaft vorwiegend bezüglich seiner Wichtigkeit für die wirtschaftliche Produktivität definiert wird, ist es wichtig zu erkennen, dass sowohl Bildung als auch Gesundheit wichtige inhärente Werte sind. Zudem tragen sie auch in hohem Masse zu anderen, nicht wirtschaftlichen Well-being Dimensionen bei (OECD 2011c). Investitionen in das Humankapital können auf unterschiedliche Weisen erfolgen, wie beispielsweise durch Erziehung, formelle Bildung, informelles Training, Gesundheitsverhalten oder Gesundheitsversorgung. Im Unterschied zu ökonomischem und natürlichem Kapital, nutzt sich das Humankapital in der Regel nicht ab, je häufiger dieses genutzt wird, sondern wird dadurch eher verstärkt. Da Humankapital im einzelnen Individuum steckt, verschwindet dieses sobald das Individuum stirbt. Allerdings können Wissen, Fähigkeiten und auch andere Komponenten des Humankapitals an andere Individuen und insbesondere an die nächste Generation weitergegeben werden. Die Erhaltung des Humankapitals hängt von einer Reihe von Faktoren wie Investitionen in Bildung, Training oder Gesundheit, aber auch von Migration und demographischem Wandel ab. Eine entscheidende Rolle in der Übertragung des Humankapitals auf die nächsten Generationen spielen die Familie und das Sozialkapital der Individuen.

Wie aus dem Kapitel ‚Soziale Nachhaltigkeit‘ hervorgeht, besteht das Sozialkapital aus unterschiedlichen Komponenten. Die OECD (2013) unterscheidet diesbezüglich zwischen persönlichen Beziehungen, Unterstützung durch das soziale Netzwerk, Bürgerengagement sowie Vertrauen und kooperative Normen. Die ersten beiden Komponenten sind eng miteinander verbunden. Zum einen verweisen sie auf die Netzwerke aus Freunden, Verwandten, etc. sowie auf das soziale Verhalten, das diese Netzwerke entstehen und erhalten lässt, zum anderen auf die direkten Auswirkungen dieser Netzwerke, wie emotionale, materielle, praktische, finanzielle, intellektuelle oder professionelle Unterstützung, auf die bei Bedarf zurückgegriffen werden kann. Die dritte Komponente umfasst die Aktivitäten, mittels denen Menschen zum Gemeinschaftsleben beitragen. Als Beispiele gelten hierbei Freiwilligenarbeit, politische Partizipation, Mitgliedschaften und verschiedene Formen der Gemeinschaftsaktionen. Die vierte Komponente verweist auf gemeinsame Werte, Normen und Erwartungen, die als Pfeiler des sozialen Funktionierens unentbehrlich sind und gegenseitig vorteilhafte Kooperationen erleichtern. Analog zum Humankapital gilt auch beim Sozialkapital, dass sich dieses durch die Nutzung eher vergrößert als verringert. Im Unterschied zum Humankapital steckt das Sozialkapital nicht in den einzelnen Individuen, sondern zwischen diesen. Dies macht es schwierig (Teil-)Komponenten des Sozialkapitals, die sich inter- und intragenerational auf andere Individuen übertragen lassen, zu identifizieren. Während alle vier genannten Komponenten für das Wohlbefinden der aktuellen Generation wichtig sind, werden von der OECD (2013) Vertrauen und kooperative Normen als wichtigste Aspekte für die Nachhaltigkeit des Wohlbefindens betrachtet. Erstens akkumulieren sich diese langsam und bleiben über längere Zeiträume ähnlich, wodurch sich diese über Generationen hinweg übertragen lassen. Und zweitens sind diese für das Funktionieren des sozialen Systems sowie des Aufbaus von Kooperationen sehr wichtig, was beides für die wirtschaftliche Leistung und andere Schlüsselemente des sozialen Fortschritts zentral ist.

Eine Gemeinsamkeit aller vier Kapitale besteht darin, dass deren Entstehung in der Regel längere Zeit beansprucht, deren Verlust jedoch sehr schnell eintreten kann. Nicht zuletzt aus diesem Grund ist es wichtig, mit diesen Ressourcen sorgsam und nachhaltig umzugehen.

Social Impact

Nachdem aufgezeigt wurde, was unter sozialer Nachhaltigkeit verstanden wird und wie der OECD Well-being Framework zu deren Präzisierung und Erhebung herangezogen werden kann, gilt es nun, das individuelle Wohlbefinden in einen Geschäftskontext zu setzen. Hierzu bietet sich das Konzept des „Social Impacts“ an. Auch bei diesem Konzept gibt es eine Vielzahl von Definitionen³, die sich u.a. je nach Ursache des Impacts unterscheiden. In einem Geschäftskontext lässt sich der Social Impact allgemein beschreiben als Menge aller

³ Siehe Mass und Liket (2010) für eine Übersicht der existierenden Definitionen.

positiven und negativen, lang- und kurzfristigen sowie beabsichtigten und nicht beabsichtigten Auswirkungen auf das menschliche Wohlbefinden, die durch bestimmte Geschäftsaktivitäten verursacht werden (Clark und Oswald 1994; WBCSD 2013).

Solche Auswirkungen können auf verschiedenen Geschäftsaktivitäten beruhen, die sich in folgende drei Gruppen unterteilen lassen: Geschäftsverhalten (Art und Weise, wie ein Unternehmen tätig ist und sich u.a. in den Arbeitsbedingungen der Angestellten oder den Lebensbedingungen der Anwohner manifestiert), Produktmerkmale (Charakteristika von Produkten oder Dienstleistungen, wie beispielsweise Qualität, Sicherheit oder Nährwert, die u.a. zu Auswirkungen bei den Kunden führen) sowie Geschäftstätigkeiten (z. B. der wirtschaftliche Beitrag des Unternehmens für die Gesellschaft u.a. in Form von Beschäftigung, Investitionen oder Steuern).

Ein zentraler Bestandteil des Social Impact Konzepts bildet die Ergebniskette (u.a. auch *logical framework*, *log frame* oder Kausalkette genannt). Diese besteht aus den fünf sich aneinanderreihenden Ebenen Input, Aktivität (*Activity*), Output, Outcome und Impact (siehe Abbildung 2).

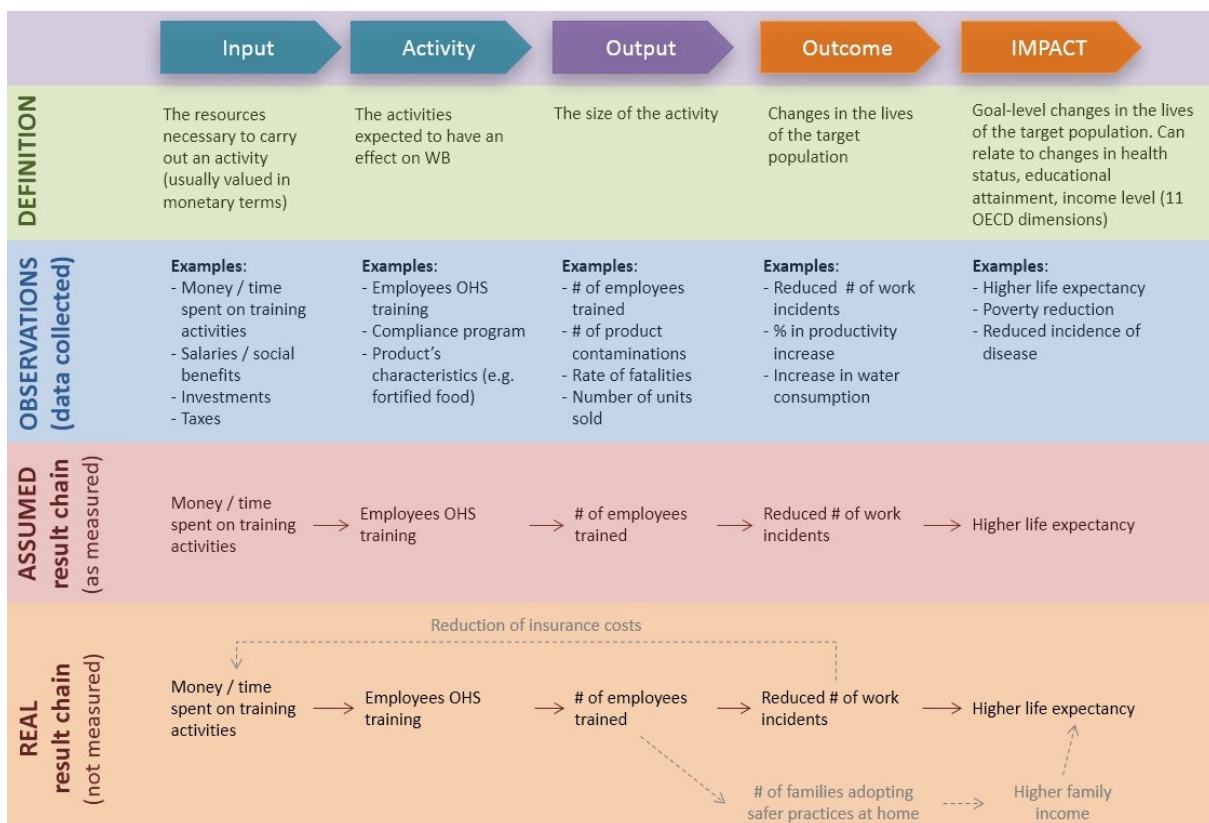


Abbildung 2: Beispiel einer Ergebniskette (Agéco 2015).

Die Ergebniskette beruht auf der Annahme, dass am Anfang der Kette ein Input – beispielsweise in Form von Geld und Zeit – geleistet wird, was eine bestimmte Aktivität erlaubt, die wiederum einen quantifizierbaren Output hervorbringt. Dieser Output führt zu Veränderungen bei den Zielpersonen in Form von Outcomes und Impacts. Die Abgrenzung zwischen Outcomes und Impacts ist meist nicht eindeutig. Impacts werden in der Regel jedoch als längerfristige und weiter gefasste Ziele betrachtet, welche aus den enger gefassten kurzfristigen Outcomes hervorgehen (WBCSD 2013).

Die Stärke aber auch zugleich die Schwäche der Ergebniskette liegt darin, dass sie die unterschiedlichen Ebenen verknüpft und als voneinander abhängig betrachtet. Die Stärke ist, dass die durch die Ergebniskette aufgezeigten Abhängigkeiten meist vorhanden sind. Die Schwäche besteht darin, dass eine Kausalität suggeriert wird, die oft nur teilweise existiert oder aber sich kaum beweisen lässt.

Wie in Abbildung 2 gezeigt, wird bei Ergebnisketten mit der hypothetischen und deshalb nicht realen Kausalitäten gearbeitet. Externe Effekte werden ebenso wenig berücksichtigt wie positive und negative Rückkoppelungen innerhalb der Ergebniskette. Durch Ergebnisketten sollen also nicht reale Kausalitäten suggeriert

werden, sondern gezeigt werden, dass Zusammenhänge zwischen den verschiedenen Ebenen bestehen und soziale Nachhaltigkeit auf verschiedenen Ebenen der Ergebniskette gemessen werden kann.

Die Wahl der Messebene hängt vom Ziel der Evaluation und den verfügbaren Daten ab. Während Indikatoren, die auf der *Activity*-Ebene angesiedelt sind, aufzeigen, welche konkrete Aktivitäten ein Unternehmen durchführt, messen die auf der *Outcome-/Impact*-Ebene lokalisierten Indikatoren die Auswirkungen dieser Aktivitäten auf das Wohlbefinden der Stakeholder. Erstere nehmen implizit an, dass ein linearer Pfad zwischen guten Geschäftspraktiken (z. B. Sicherheitstraining) und deren positiven Beitrag auf das Wohlbefinden der Individuen (z. B. Gesundheitsstatus) besteht. Letztere dokumentieren das Wohlbefinden der Individuen (z. B. durch Arbeitsunfälle ausgelöste Beschwerden), ohne dieses jedoch eindeutig auf eine Aktivität zurückführen zu können (z. B. wie stark ein besseres Sicherheitstraining zu weniger durch Arbeitsunfälle ausgelöste Beschwerden führt). Diese beiden Perspektiven sind komplementär, da diese die Geschäftsaktivitäten aus zwei verschiedenen Perspektiven betrachten.

Um den Social Impact beurteilen zu können, müssen viele verknüpfte Variablen berücksichtigt werden. So muss nicht nur das Wohlbefinden definiert werden, sondern auch identifiziert werden, welche Aktivitäten dieses in welcher Weise beeinflussen kann. Aus diesem Grund existiert kein „richtiges“ Set an Indikatoren, um bestimmte Auswirkungen zu beschreiben, sondern eine Vielfalt an möglichen Hinweisen, Symptomen oder Andeutungen, mit welchen sich Auswirkungen mit unterschiedlicher Genauigkeit beobachten, messen oder erkennen lassen (Mayoux 2002). Die Auswahl oder Entwicklung eines relevanten Indikatorensets hängt daher immer davon ab, was und wie evaluiert werden soll.

3.3.2 Was soll gemessen werden?

Was gemessen werden soll, wird durch das Ziel der Evaluation definiert (Mayoux 2002). In diesem Projekt ist das primäre Ziel, die sozialen Auswirkungen von landwirtschaftlichen Tätigkeiten abzuschätzen, um deren positiven Beitrag auf die Stakeholder zu maximieren und deren negativen Effekte zu minimieren.

Wie in den vorangegangenen Abschnitten aufgezeigt wurde, bietet der OECD Well-being Framework mit seinen elf Dimensionen eine praktikable Definition der zu messenden sozialen Auswirkungen von Geschäftsaktivitäten. Im Rahmen dieses Projekts können diese jedoch nicht direkt übernommen werden. Dies macht einige Anpassungen und Einschränkungen nötig.

So lassen sich die Dimensionen Einnahmen und Vermögen sowie Arbeit und Verdienst nicht eindeutig voneinander abgrenzen, auch wenn erstere Dimension stärker auf die direkten finanziellen Bedingungen abzielt, während letztere Dimension stärker auf die Folgen von erfüllten und nichterfüllten materiellen Bedingungen sowie auf die Umstände, unter welchen die materiellen Bedingungen erwirtschaftet werden, eingeht. Aufgrund der Überschneidungen und nicht eindeutiger Abgrenzung werden diese beiden Dimensionen unter der eigenen Dimension „Finanzielles und Arbeitsbedingungen“ zusammengefasst, ohne jedoch die verschiedenen Perspektiven auf die Thematik zu vernachlässigen.

Unter der Dimension „Persönliche Sicherheit“ versteht die OECD (2011a) vorwiegend die tatsächliche und wahrgenommene Kriminalität, deren Existenz zwar auch im Kontext der Schweizer Landwirtschaft einen negativen Einfluss auf das Wohlbefinden der Menschen haben kann, jedoch nicht direkt eine Auswirkung von Geschäftsaktivitäten darstellt. Im Kontext dieses Projekts ist die persönliche Sicherheit während der Arbeit von weit höherer Bedeutung, weshalb der Fokus auf diese gelegt wird. Da diese Art von Sicherheit eng mit der Dimension Gesundheit verbunden ist, werden die entsprechenden der Gesundheit zugeordnet; die Dimension „Persönliche Sicherheit“ wird weggelassen.

Etwas erweitert wird der Fokus hingegen bei der Dimension Bürgerengagement und Governance. Während die OECD (2011a) ausschliesslich eine politische Perspektive einnimmt, erweitern wir diese Dimension um die geschäftliche Perspektive.

Nicht behandelt wird in diesem Teil des Berichts die Dimension Umweltqualität, da diese in anderen Teilprojekten (Kapitel 8-13) diskutiert wird. Es werden nur ökonomische Aspekte des gesamten Haushalts berücksichtigt. Die ökonomische Situation des eigentlichen Landwirtschaftsbetriebes wird im Kapitel 7 ausgeführt.

Zusätzlich muss definiert werden, für welche Stakeholder die verschiedenen Well-being Dimensionen gemessen werden sollen. Generell können Stakeholder definiert werden als „*those groups and individuals that*

can affect, or are affected by, the accomplishment of organizational purpose“ (Freeman 2010) oder in anderen Worten: Stakeholder sind alle Individuen, dessen Wohlbefinden durch Geschäftsaktivitäten beeinflusst werden kann. Die Stakeholdergruppen, die im Rahmen des Social-Impact Konzepts miteinbezogen werden müssen, sind jeweils abhängig vom Kontext, in welchem das Unternehmen oder der Sektor tätig ist (Ort, Grösse, Aktivitäten, etc.). Die existierenden Klassifikationen umfassen in der Regel sowohl interne Stakeholder (Arbeiter, Manager, Teilhaber, etc.) als auch externe Stakeholder (Lokalgemeinschaft, Konsumenten, Geschäftspartner, etc.).

Zur Identifikation und Gruppierung der Stakeholder wurde das in Abbildung 3 ersichtliche Stakeholder-Mapping erarbeitet.

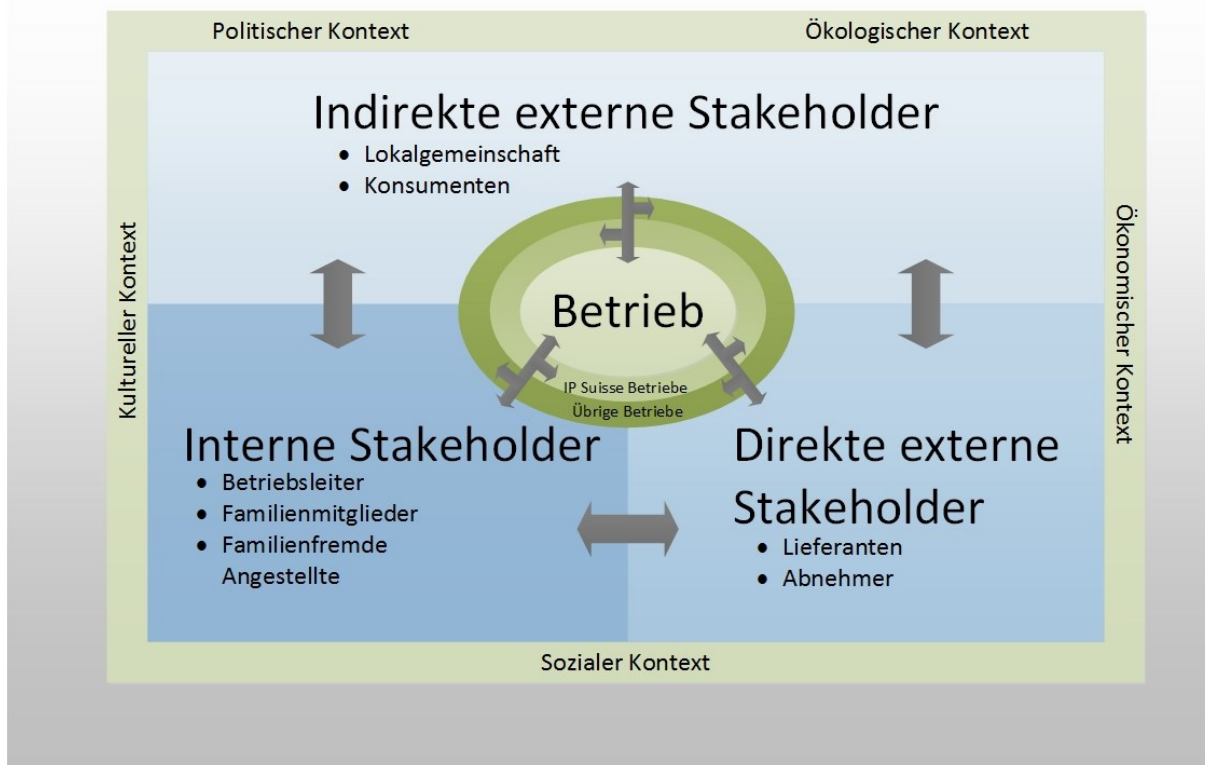


Abbildung 3: Stakeholder-Mapping; Quelle: Eigene Darstellung

Ausgehend vom Betrieb im Zentrum des Stakeholder-Mappings wurden drei Stakeholder-Kategorien identifiziert. Eine erste Kategorie bilden die internen Stakeholder, welche auf dem Betrieb leben und/oder arbeiten. Zu dieser Kategorie zählen der Betriebsleiter/die Betriebsleiterin, deren Familienmitglieder sowie die familienfremden Angestellten. Die zweite Kategorie umfassen die direkten externen Stakeholder. Diese unterhalten mit dem Betrieb eine direkte geschäftliche Beziehung, ohne jedoch auf dem Betrieb zu leben oder zu arbeiten. Dazu zählen die Lieferanten sowie Abnehmer des Betriebs. Die dritte Kategorie sind die indirekten externen Stakeholder, welche von den Aktivitäten des Betriebes betroffen sind, aber weder auf dem Betrieb leben noch arbeiten. Dazu gehören die Lokalgemeinschaft und die Konsumenten der Produkte des Betriebs. Die Abgrenzung dieser Kategorie ist jedoch nicht eindeutig, da Konsumenten auch eine direkte Geschäftsbeziehung mit dem Betrieb unterhalten können (z. B. über Direktvermarktung) und sich die Lokalgemeinschaft geografisch nicht klar abgrenzen lässt. Ebenfalls können andere Betriebe bzw. andere Landwirte, je nachdem ob Geschäftsbeziehungen bestehen oder nicht, zu den direkten oder indirekten externen Stakeholdern gezählt werden.

Die Stakeholder stehen nicht in einem Vakuum, sondern agieren und interagieren in einem spezifischen politischen, ökologischen, ökonomischen, sozialen und kulturellen Kontext, von dem die Stakeholder einerseits beeinflusst werden, diesen jedoch auch selbst beeinflussen und gestalten können.

Idealerweise berücksichtigt eine Evaluation der sozialen Nachhaltigkeit alle Stakeholder zusammen mit dem Kontext in dem diese agieren und interagieren. Dies erfordert jedoch eine aufwändige Evaluation. Eine

entscheidende Bedingung über den Einbezug der Stakeholder in die Erhebung, leitet sich direkt aus der (im Projekt vorgegebenen) Restriktion ab, nur den Betriebsleiter in die Datenerhebung einzubeziehen. Externe Stakeholder lassen sich folglich nur indirekt einbeziehen. Aus diesem Grund fokussieren die ausgewählten Indikatoren primär auf die internen Stakeholder, während die externen Stakeholder nur teilweise abgedeckt werden können. Eine spätere Ausweitung der Evaluation unter direktem Miteinbezug der externen Stakeholder ist jedoch anzustreben.

Wie bezüglich des Social Impact Konzepts aufgezeigt worden ist, finden Messungen auf unterschiedlichen Ebenen der Ergebniskette statt. Während die OECD in ihrem Well-being Framework den Fokus auf die Outcome/Impact-Ebene legt, fokussieren die im Rahmen dieses Projekts analysierten Nachhaltigkeitsbewertungsinstrumente (siehe Kapitel 3.3.4) primär auf die Ebenen Aktivitäten und Output. Da es sich dabei um komplementäre Perspektiven handelt, ist eine Auswahl einer Messebene nicht erforderlich. Es können folglich sich ergänzende Indikatoren unterschiedlicher Ebenen erhoben werden.

Ein wichtiger Bestandteil des OECD Well-being Frameworks besteht in der Kombination von objektiver und subjektiver Perspektive auf das Wohlbefinden der Individuen. Dies manifestiert sich einerseits an der Dimension „Subjektives Well-being“ und andererseits an weiteren subjektiven Kriterien, welche die objektiven Parameter der übrigen Well-being Dimensionen ergänzen. Die Aufnahme subjektiver Kriterien ist auch im Geschäftskontext von hoher Bedeutung, da dadurch offengelegt wird, wie die Stakeholder die unterschiedlichen Geschäftsaktivitäten wahrnehmen und werten. Aus diesem Grund werden für dieses Projekt sowohl objektive als auch subjektive Indikatoren vorgeschlagen. Subjektive Indikatoren lassen sich jedoch nur direkt beim jeweils betroffenen Stakeholder erheben. Unter den gegebenen Restriktionen ist dies nur für den Betriebsleiter möglich.

3.3.3 Wie soll gemessen werden?

Nachdem aufgezeigt wurde, was gemessen werden soll und somit der Rahmen des zu entwickelnden Indikatorensets festgelegt wurde, wird in diesem Kapitel beschrieben, wie dies geschehen soll. Während im letzten Kapitel der Fokus auf den konzeptionellen Variablen lag, stehen in diesem Kapitel praktische Überlegungen und allfällige Einschränkungen der Operationalisierbarkeit im Zentrum. Dies ist wichtig, da ein relevanter Indikator einerseits konzeptionell fundiert, andererseits aber auch praxistauglich sein muss. Diese beiden Bedingungen können formell durch Selektionskriterien ausgedrückt werden, welche ein Indikator auszeichnen muss, um in einem bestimmten Erhebungskontext als „relevant“ zu gelten.

Basierend auf den vorgängigen Ausführungen, Gesprächen mit der Migros sowie in Anlehnung an Mayoux und Meul *et al.* (2008) wurden die in Tabelle 5 aufgelisteten Kriterien für dieses Projekt erstellt.

Tabelle 5: Indikatorkriterien; Quelle: AGECO und jch-consult in Anlehnung an Meul *et al.* (2008) und Mayoux (2002).

Kriterium	Definition
Wirkungsorientiert	Es sollte eine klare und offensichtliche Beziehung vorliegen zwischen dem, was der Indikator misst und den Dimensionen von Well-being.
Messbar und eindeutig	Indikatoren sollten: <ul style="list-style-type: none"> - präzise definiert sein, so dass ihre Messgrößen und Interpretationen eindeutig sind; - unabhängig sein, so dass diese nicht zu stark zueinander korrelieren; - faktische Angaben liefern, die unabhängig davon sind, wie die Daten erhoben werden; - vergleichbar zwischen Betrieben sein, so dass die Leistungen verglichen und aggregiert werden können; - eine Leistungsevaluation ermöglichen, indem Leistungsreferenzwerte gesetzt werden, mittels denen die Aktivitäten des Betriebs verglichen werden können.
Quantitativ	Indikatoren sollten Informationen messen und quantitative Resultate liefern.

Kriterium	Definition
Erfüllbar und sensitiv	Indikatoren sollten vom Betrieb erfüllbar sein und daher sensitiv auf Veränderungen auf dem Betrieb reagieren.
Operationalisierbar	Indikatoren sollten für den Kontext der Schweizer Landwirtschaft relevant sein und sich leicht auf dem Betrieb dokumentieren lassen.
Zeitgebunden	Indikatoren sollten Aktivitäten/Outcomes erfassen, die zeitgebunden sind.

Das Kriterium der Wirkungsorientiertheit geht aus der vorhergehenden Diskussion bezüglich der Ergebniskettenperspektive und des OECD Well-being Frameworks hervor. Um das Ziel der Evaluation erfüllen zu können, ist es nötig, Indikatoren auszuwählen, die sich einer der 11 OECD Well-being Dimensionen zuordnen lassen. Diese können gemäss der Ergebniskettenperspektive auf irgendeiner Ebene der Ergebniskette angesiedelt sein. Dieses Kriterium ist entscheidend, damit der Fokus auf Daten gelegt wird, die im Kontext der sozialen Nachhaltigkeit aussagekräftig sind.

Zudem müssen Indikatoren klare und eindeutige Resultate liefern. Damit Doppelerfassungen vermieden werden, sollten die Indikatoren möglichst unabhängig voneinander sein.⁴ Da ein Outcome in der Regel die Folge mehrerer Aktivitäten ist, muss beachtet werden, dass die gemessenen Outcomes oder Aktivitäten nicht signifikant miteinander korrelieren oder Teil der gleichen Ergebniskette sind. So können beispielsweise soziale Netzwerke und Arbeitsverdienst als zwei relativ unabhängige Outcomes betrachtet werden, während der Arbeitsverdienst und das Haushaltsvermögen zu eng voneinander abhängen. Unabhängig davon, ob Indikatoren auf objektiven oder subjektiven basieren, sollten die Indikatoren so definiert werden, dass diese eine faktische Beurteilung erlauben. Oder anders ausgedrückt: die Erhebungen müssen reproduzierbar sein. Nur so wird sichergestellt, dass die Ergebnisse zeitliche und/ oder zwischenbetriebliche Vergleiche erlauben. Folglich müssen Indikatoren Resultate liefern, die sich direkt oder indirekt als Summe interpretieren lassen. Dieses Kriterium ist insbesondere wichtig, um mit Leistungsreferenzwerten (*Performance Reference Points*) arbeiten zu können. Solche Leistungsreferenzwerte können anerkannte Sozialstandards, Normen, Praktiken oder Massstäbe sein, die als Grenzwerte dienen, um die Leistung eines Betriebs relativ zu einer Vergleichsgruppe zu beurteilen. Die Verwendung expliziter Leistungsreferenzwerte ist essenziell, um eine Leistung bewerten zu können und somit den Schritt von der reinen Berichterstattung zu einer Bewertung zu vollziehen.

Ein weiteres Kriterium für die Auswahl der Indikatoren besteht in der Bedingung, dass Indikatoren (möglichst) quantitative Resultate liefern müssen. Dieses Kriterium ist zu restriktiv, da die meisten sozialen Phänomene qualitativer Natur sind. Dieses Dilemma lässt sich auf zwei Arten lösen. Einerseits können die Messungen am Anfang der Ergebniskette angesiedelt werden, da Aktivitäten und Outputs in der Regel quantitativer Natur sind (z. B. Ja/Nein, ein gewisser Prozentsatz oder absolute Zahlen). Zum anderen können Messungen am Ende der Ergebniskette auf der Ebene Outcome/Impact - die in der Regel qualitativ sind - mittels Bewertungsskalen in semiquantitative Resultate umgewandelt werden.

Bezüglich Operationalisierbarkeit ist es wichtig, dass die Indikatoren sensitiv und erfüllbar sind. Dies bedeutet, dass alle auf dem Betrieb erhobenen Indikatoren sensitiv auf Veränderungen der Geschäftsaktivitäten reagieren und die optimale Zielgrösse von jedem Betrieb theoretisch erreicht werden kann. Zudem ist es für die Operationalisierbarkeit wichtig, dass die Indikatoren im Kontext der Schweizer Landwirtschaft relevant sind und problemlos auf Betriebsebene dokumentiert werden können. Das letzte Kriterium ist auch insofern zentral, da Indikatoren nutzlos sind, wenn die benötigten Daten nicht vorliegen bzw. sich unter den gegebenen Bedingungen nicht erheben lassen.

Als letztes Kriterium muss festgehalten werden, dass die Indikatoren zeitgebunden sein müssen. Dies bedeutet, dass für jeden Indikator definiert sein muss, für welchen Zeitpunkt bzw. Zeitraum dieser gelten soll.

⁴ Allerdings gibt es sowohl objektive und subjektive Indikatoren, welche dieselbe Komponente des Well-beings messen und voneinander abhängig sind, da sie diese Komponente aus unterschiedlichen Perspektiven betrachten.

3.3.4 Vorgehen zur Entwicklung eines Indikatorensets

Zur Entwicklung eines Indikatorensets für die Bewertung der sozialen Nachhaltigkeit in der Schweizer Landwirtschaft wurden in einem ersten Schritt bereits bestehende Nachhaltigkeitsbewertungsinstrumente und deren Indikatoren zusammengetragen und analysiert. Wie die Analyse zeigte (siehe folgendes Kapitel), ergab sich daraus zwar eine gute Grundlage für ein Indikatorenset, es zeigte sich jedoch auch, dass die Suche nach geeigneten Indikatoren in einem weiteren Schritt ausgeweitet werden musste bzw. eigen Indikatoren entwickelt werden mussten.

Analyse bestehender Nachhaltigkeitsbewertungsinstrumenten

In den vergangenen Jahren wurde eine steigende Anzahl an allgemeinen und agrarspezifischen Nachhaltigkeitsbewertungsinstrumenten entwickelt. Während die Themenbereiche der sozialen Komponenten der Nachhaltigkeit bei diesen Instrumenten häufig identisch sind (z. B. Arbeitsbedingungen, Beziehungen zur Lokalgemeinschaft etc.), beinhalten sie sehr unterschiedliche Indikatorensets. Daher steht eine grosse Anzahl an Indikatoren zur Verfügung, deren Eignung im Rahmen dieses Projekts mit Hilfe der oben formulierten Kriterien geprüft werden musste.

Um die zu verschiedenen verfügbaren Methoden zu analysieren, wurden von AGÉCO und jch-consult verschiedene Quellen konsultiert. In erster Linie wurden vier aktuelle Reviews herangezogen (siehe Godard (2008); Terrier *et al.* (2010); Le Houérou (2012); Zahm (2013)) und mithilfe einer Internetrecherche nach weiteren Instrumenten gesucht. Nicht alle Methoden sind im Kontext dieses Projekts relevant und deshalb prüfenswert. So wurden lediglich Instrumente zur detaillierten Analyse ausgewählt, welche die soziale Dimension der Nachhaltigkeit einschliessen, deren Methodik öffentlich zugänglich sind und aus Indikatoren bestehen, die sowohl faktische als auch quantitative Daten und Resultate liefern.⁵

Gemäss den Ausführungen in den Kapiteln 3.3.2 und 3.3.3 wurden die Indikatoren in einem ersten Schritt gemäss folgenden Kategorien klassifiziert⁶:

- Position innerhalb der Ergebniskette (Input, Aktivität, Output, Outcome oder Impact)
- objektiver oder subjektiv
- involvierte Stakeholder.

Um einen Gesamtüberblick über die Indikatoren der ausgewählten Bewertungsinstrumente zu gewinnen und zu analysieren, inwieweit sich die Indikatoren für dieses Projekt eignen, wurden diese in einem weiteren Schritt anhand von Themenbereichen klassifiziert⁷. Tabelle 6 liefert eine Übersicht über die Stakeholder mit den ihnen zugeordneten Themenbereichen, welche zur Klassifizierung der Indikatoren verwendet werden. Diese Liste geht aus diversen Bewertungsinstrumenten aus dem Agrarsektor hervor und liefert eine Übersicht über die Hauptthemenbereiche. Die Liste erhebt nicht den Anspruch auf Vollständigkeit, sondern dient lediglich dazu, Indikatoren verschiedener Bewertungsinstrumente strukturiert zu analysieren.

Tabelle 6: Stakeholder und Themenbereiche; Quelle: (Agéco 2015) und jch-consult.

Stakeholder-Kategorie	Betroffene Themenbereiche
Arbeiter (familienfremde Angestellte)	Arbeitsverhältnis Arbeitszeiten Lohn und Lohnzusatzleistungen Berufliche Weiterbildung Arbeitssicherheit und -gesundheit Junge Angestellte Chancengleichheit Arbeitsumfeld Lebensqualität

⁵ Eine Übersicht der analysierten Instrumente findet sich im Anhang 2. Die grau unterlegten Instrumente erfüllen die für das Projekt formulierten Kriterien und wurden deshalb detailliert analysiert.

⁶ Genauere Angaben sind in Form einer Excel-Tabelle (*Indicators_Inventory*) auf Nachfrage verfügbar

⁷ Genauere Angaben sind in Form einer Excel-Tabelle (*Indicators_Classification*) auf Nachfrage verfügbar

Stakeholder-Kategorie	Betroffene Themenbereiche
Lokalgemeinschaft	Nachbarschaftsbeziehungen/Zusammenleben Lokales Engagement Lokale Beschäftigungsmöglichkeiten Landschaftspflege (1)
Konsumenten	Nahrungssicherheit/-qualität Produktverfügbarkeit Produkteinformation Feedback-Mechanismus/Dialog
Geschäftspartner	Einkaufspraktiken Geschäftsbeziehungen Networking
Betriebsleiter/ Familienangehörige	Finanzielles Wohlbefinden (2) Arbeitssicherheit und -gesundheit Lebensqualität
Anmerkungen: (1) Dieses Thema wird in einem anderen Teil des Berichts genauer besprochen. (2) Privates finanzielles Wohlbefinden; die ökonomische Nachhaltigkeit der Betriebe wird in einem anderen Teil des Berichts besprochen.	

Obwohl viele Indikatorensysteme existieren, zeigte die Analyse, dass nur wenige Indikatoren die in Tabelle 5 aufgelisteten Kriterien vollumfänglich erfüllen.

Zudem wurden folgenden Einschränkungen identifiziert:

Leistungsreferenzwerte

Fehlende Leistungsreferenzwerte stellen einen grossen limitierenden Faktor dar. Nur zwei Bewertungsinstrumente (PRés *Social Footprint*-Richtlinien und SAFA) schlagen systematisch Leistungsreferenzwerte für jeden Indikator vor. Bei den anderen Bewertungsinstrumenten werden zwar Aktivitäten, Outputs und Outcomes gemessen, diese jedoch nicht expliziten Vergleichswerten gegenübergestellt, um die Leistung einordnen zu können.

Während für gewisse Indikatoren implizite Leistungsreferenzwerte angenommen werden können (z. B. null Stunden Zwangsarbeit oder 100 % der Arbeiter haben einen schriftlichen Arbeitsvertrag), müssen diese in den meisten Fällen noch definiert werden. Leistungsreferenzwerte können entweder „objektiv“ oder „relativ“, also kontextspezifisch sein. Während viele auf der Outcome-/Impact-Ebene angesiedelte Indikatoren auf objektive Leistungsreferenzwerte (z. B. Anzahl tödlicher Unfälle ist gleich null oder 100 % der Angestellten sind mit ihrer Arbeit zufrieden) verweisen, basieren die meisten auf der Aktivitäten-Ebene angesiedelten Indikatoren auf kontextspezifischen Leistungsreferenzwerten. So werden beispielsweise oft soziale Normen oder Standards als Leistungsreferenzwerte verwendet. Diese können beispielsweise aus der Menschenrechtsdeklaration der Vereinten Nationen (UN) oder den Konventionen der *International Labour Organization* (ILO) entnommen werden. Auch nationale Gesetze oder Standards können als Leistungsreferenzwerte herangezogen werden. Diese Leistungsreferenzwerte sind jedoch speziell im Kontext der landwirtschaftlichen Produktion in Industrieländern nicht immer relevant oder genügend restriktiv. Als Alternative können daher auch durchschnittliche oder vergangene Leistungen herangezogen werden, um die aktuelle Leistung zu bewerten. Solche Leistungsreferenzwerte sind nicht per se „objektiv“, da sie von den vergangenen Leistungen oder den Leistungen anderer Betriebe (z. B. bei Durchschnittswerten) abhängen, bieten jedoch praktische und aussagekräftige Vergleichswerte. Deshalb liegt es nahe, diese Methode zu verwenden, wenn sich keine „objektiveren“ Leistungsreferenzwerte konstruieren lassen.

Wirkungsorientiertheit

Aus einer Ergebniskettenperspektive ist es wichtig zu erkennen, welche Faktoren zu einem bestimmten Outcome/Impact führen. Bei den meisten Bewertungsinstrumenten ist dies nicht gegeben, da der Fokus auf der Dokumentation der Aktivitäten und nicht auf der Erfassung von deren Auswirkungen liegt. Dies führt zu

einer Vielzahl an Indikatoren auf der Aktivitäten-Ebene, denen aber nur wenige Indikatoren auf der Outcome/Impact-Ebene gegenüber stehen. Die Indikatoren auf der Outcome/Impact-Ebene sind mehrheitlich subjektiver Natur. Dies ist zu erwarten, da es oft schwierig ist, ein Indikator auf der Ebene Outcome oder Impact auf eine bestimmte Aktivität zurückzuführen. Zudem sprechen Indikatoren auf der Outcome/Impact-Ebene nur wenige der in Tabelle 5 aufgelisteten Bereiche an. Es handelt sich dabei um Bereiche, die am engsten mit einer Auswirkung am Ende der Ergebniskette in Verbindung stehen (z. B. Vorhandensein von Gesundheit und Sicherheit oder die Lebensqualität).

Deutlich mehr Themenbereiche werden durch Indikatoren auf der Aktivitäten-Ebene abgedeckt. Allerdings sind diese oft nicht in der Lage, soziale Auswirkungen konkret erfassen zu können und dadurch relevanten Informationen betreffend der sozialen Nachhaltigkeit eines Betriebs zu liefern. Zum Beispiel kann es zur Berichterstattung bezüglich Marketing relevant sein, zu wissen, ob ein Betrieb in Vertriebsstellen investiert hat, jedoch lässt sich mit dieser Information kaum eine Beziehung zu Auswirkungen auf das Wohlbefinden der Stakeholder ableiten. Dies gilt für viele sozioökonomische Indikatoren wie beispielsweise „Arbeitsstunden pro produzierter Einheit“, wodurch zwar eine Aussage über die Produktivität, nicht aber über die soziale Nachhaltigkeit der Produktivität gemacht werden kann.

Operationalisierung

Obwohl die meisten der analysierten Indikatoren aus Bewertungsinstrumenten stammen, die für den Agrarsektor entwickelt wurden, zeigte sich, dass viele für den Kontext der Schweizer Landwirtschaft nicht geeignet sind. So sind beispielsweise Indikatoren wie „Anzahl Programme zum Kapazitätsaufbau bei der Bevölkerung“ oder „Vorhandensein einer Antidiskriminierungs-Policy“ im Kontext dieses Projekts nicht sinnvoll. Andere Indikatoren sind lediglich auf Sektoralebene (z. B. % der im Land erfolgten Produktion) oder für gewisse Betriebskategorien (Grösse, Lage, Sektor, etc.) von Bedeutung und daher für eine Bewertung von verschiedensten Landwirtschaftsbetrieben nicht anwendbar.

Die Analyse der bestehenden Bewertungsinstrumente zeigt eine hohe Diversität der Indikatoren. Dies unterstreicht die hohe Bedeutung von klaren Selektionskriterien für die Entwicklung eines Indikatorensets.

Mehr als die Hälfte der analysierten Indikatoren erfüllt mindestens eines der Kriterien nicht, wodurch diese nicht für das Indikatorenset im Rahmen dieser Studie verwendet werden können. Nichtsdestotrotz vermitteln diese eine solide Grundlage, auf der sich ein Indikatorenset entwickeln lässt, das den in den beiden Kapiteln 3.3.2 und 3.3.3 formulierten Bedingungen genügt.

Suche und Entwicklung weiterer Indikatoren

Aufgrund der oben formulierten Resultate wurde die Suche nach Indikatoren in einem zweiten Schritt ausgeweitet. Während der erste Schritt aus der Analyse von Indikatoren aus Bewertungsinstrumenten des Agrarsektors bestanden hatte, wurden nun primär nach generellen Indikatoren gesucht, welche die OECD Well-being Dimensionen besser abdecken.

Zu diesem Zweck analysierten wir zuerst die von der OECD entwickelten Indikatoren. Der Vorteil dieser Indikatoren liegt darin, dass diese direkt den entsprechenden Well-being Dimensionen zugeordnet werden können. Allerdings zeigte sich, dass die meisten der von der OECD eingesetzten Indikatoren auf statistischen Daten beruhen, die auf nationaler oder regionaler Ebene erhoben wurden und somit nicht für die Ebene des einzelnen Betriebes geeignet sind. Die Analyse dieser Indikatoren erlaubte jedoch einen guten Einblick, auf welche Teilaspekte die OECD ihren Fokus bei den einzelnen Dimensionen legt und mit welchen Fragestellungen die nötige Datengrundlage geschaffen wurde. Diese Erkenntnisse flossen bei der Entwicklung neuer Indikatoren mit ein, und sich deshalb eng an die von der OECD vorgeschlagenen Indikatoren anlehnen. Da sich zeigte, dass sich viele Indikatoren für den Schweizer Kontext nicht eignen, konzentrierten wir die Indikatorensuche anschliessend auf Indikatoren, welche in der Schweiz bereits eingesetzt werden und sich den OECD Well-being Dimensionen zuordnen lassen. Hierzu wurden zum einen nach auf die Schweiz angepasste Bewertungsinstrumente (z. B. SwissGap) und zum anderen Fragestellungen aus diversen Schweizer Befragungen (z. B. Schweizerische Gesundheitsbefragung, Einkommen und Lebensbedingungen in der Schweiz (SILC), Befindlichkeitsbefragung des BLW) analysiert.

Die mittels dieser Vorgehensweise ermittelten Indikatoren bzw. Fragestellungen wurden anhand der Kriterien aus Tabelle 5 analysiert. Dabei konnten einige der Indikatoren/Fragestellungen ohne Änderungen in den von

uns erarbeiteten Fragenkatalog integriert werden, andere mussten hingegen angepasst werden, um die Kriterien zu erfüllen. Zusätzlich wurden einige Fragestellungen oder Antwortmöglichkeiten auch angepasst und erweitert, um präzisere Antworten zu erzwingen.

Insbesondere bei der Analyse von Befragungen zeigte sich, dass entsprechende Leistungsreferenzwerte oft fehlen. Deshalb werden in dieser Studie für jede Frage selbst entwickelte Leistungsreferenzwerte vorgeschlagen. Dabei wurden sowohl „objektive“ als auch „relative“ Leistungsreferenzwerte definiert, wobei bei letzteren der Kontext der Schweizer Landwirtschaft möglichst gut berücksichtigt wurde. Wichtig ist hier festzuhalten, dass es sich lediglich um eine Empfehlung handelt, die es in einer Pilotphase zu testen bzw. analysieren und gegebenenfalls anzupassen gilt.

3.4 Beschreibung der Indikatoren

Die mit Hilfe der oben formulierten Vorgehensweise entwickelten Indikatoren zur Abschätzung der sozialen Nachhaltigkeit, werden in diesem Kapitel detailliert beschrieben. Die Gliederung folgt dabei den Dimensionen des OECD Well-being Frameworks.

3.4.1 Finanzielles und Arbeitsbedingungen

Zwei zentrale materielle Komponenten des OECD Well-being Frameworks bilden die Dimensionen Einnahmen und Vermögen sowie Arbeit und Verdienst, die in diesem Bericht zur Dimension „Finanzielles und Arbeitsbedingungen“ (FA) zusammengefasst werden (siehe Kapitel 3.3.2). Zwar stellt die OECD diese Dimensionen auf der materiellen Seite ihres Frameworks dar, sie enthalten aber auch eine ganze Reihe von immateriellen Arbeitsbedingungen, die ebenfalls für das Wohlbefinden der Menschen bedeutsam sind.

Da diese Dimensionen ökonomische Komponenten beinhalten, ist eine klare Abgrenzung zur ökonomischen Dimension der Nachhaltigkeit (siehe Kapitel 7) nötig. Gemäss BLW (2014) interessiert bei der ökonomischen Dimension der Nachhaltigkeit das Einkommen vor allem als Mass für die Leistungsfähigkeit der Betriebe, während bei der sozialen Dimension die Einkommenssituation der landwirtschaftlichen Haushalte im Vordergrund steht. Diese Abgrenzung gilt sinngemäss für weitere finanzielle Aspekte, wie etwa dem Vermögen. Dies führt zur generellen Regel, dass bei der ökonomischen Dimension der Nachhaltigkeit der Landwirtschaftsbetrieb im Vordergrund steht, während bei der sozialen Dimension die finanziellen Aspekte auf Haushaltsebene von Interesse sind.

Gemäss der aktuellen Well-being Forschung sind sowohl objektive als auch subjektive Komponenten einzubeziehen (siehe Kapitel 3.3.1). Aus verschiedenen Gründen lässt sich dies jedoch nicht immer umsetzen. Für die Betriebsleiter und deren Familien ist es schwierig, eine detaillierte und objektive Erhebung der finanziellen Verhältnisse zu erfassen. Einerseits lässt sich das Betriebseinkommen/-vermögen oft nicht sauber vom Haushaltseinkommen/-vermögen trennen und andererseits handelt es sich dabei um sehr sensible Daten. Deshalb wird ein objektiver Indikator vorgeschlagen, der sich mit vertretbarem Aufwand erheben lässt und auf Daten basiert, deren Abfrage als wenig heikel gilt. Ergänzt wird dieser Indikator mit den subjektiven Indikatoren zur Zufriedenheit des Einkommens und dem allgemeinen Lebensstandard (siehe Indikator SW1).

Bei den Angestellten können keine subjektiven Indikatoren verwendet werden, da die Datenerhebung gemäss Projektvorgabe über den Betriebsleiter abgewickelt wird.

Tabelle 7: Indikator FA1

Indikatorbezeichnung	FA1
Komponente der FA-Dimension	Vorsorge
Betroffene Stakeholder	Betriebsleiter/Familie
Fragestellung	Wie viele Franken konnte Ihr Haushalt im vergangenen Jahr in die Vorsorge einzahlen/investieren? Bitte geben Sie getrennt die Beträge in die freie Vorsorge (z. B. Spareinlagen, Aktien/Fonds, Säule 3b) und gebundene überobligatorische Vorsorge (z. B. 2. Säule, Säule 3a, Lebensversicherungen) an.

Indikatorbezeichnung	FA1
Ausprägungen	Für beide Kategorien jeweils: „0 Franken“, „1-1500 Franken“, „1501-5000 Franken“, „5001-15000 Franken“, „15001-30000 Franken“, „30001-45000 Franken“, „mehr als 45000 Franken“
Vorgeschlagener Leistungsreferenzwert	<p>Ein Leistungsreferenzwert zu definieren ist schwierig. Ob die Vorsorge zu einem längerfristigen finanziellen Wohlbefinden führt oder nicht ausreicht, hängt von vielen individuellen Faktoren ab. Der Indikator gibt beispielsweise keinen Aufschluss darüber, wie viel Geld in der Vergangenheit zur Vorsorge zurückgelegt werden konnte, d.h. er erlaubt keine Rückschlüsse über aufgebautes Vorsorgevermögen. Ebenfalls nicht aufgezeigt wird die Relation zwischen bestehender Vorsorge und dem zukünftigen Bedarf.</p> <p>Im Allgemeinen gilt, dass der Betrag im positiven Bereich liegen sollte, da Sparen eine wichtige Komponente des finanziellen Wohlbefindens ist. So kann ein genügendes Vermögen die ökonomischen Risiken minimieren. Zudem wird sichergestellt, dass der materielle Lebensstandard auch bei unerwarteten Schwankungen des Haushaltseinkommens oder der Haushaltsausgaben zumindest für eine gewisse Zeit fortgeführt werden kann (OECD 2011a).</p>
Begründung der Indikatorwahl	<p>Einkommen und Verbrauch sind entscheidende Kenngrößen zur Einschätzung der sozialen Lage in der Landwirtschaft (BLW 2014). Dieser Indikator zeigt das Verhältnis zwischen Haushaltsausgaben und Haushaltseinnahmen und damit das Sparpotential auf, ohne heikle Daten zu erheben. Zum einen ermöglicht dieser Indikator auf aggregierter Ebene eine Momentaufnahme des Verhältnisses zwischen Ein- und Ausgaben aller Befragten, zum anderen erlaubt deren mehrjährige Erhebung die längerfristige finanzielle Entwicklung des Haushalts abzuschätzen.</p> <p>Die Differenzierung zwischen einbezahlter freier Vorsorge und gebundener Vorsorge erscheint sinnvoll, da die freie Vorsorge auch kurzfristig zur Verfügung steht, während die gebundene Vorsorge ausschliesslich dem längerfristigen finanziellen Wohlbefinden (Alters-, Hinterlassenen- und Invaliditätsvorsorge) dient. Bei der gebundenen Vorsorge soll nur der überobligatorische Teil erhoben werden, da der obligatorische Teil ohnehin von allen Haushalten geleistet werden muss.</p>

Tabelle 8: Indikator FA2.

Indikatorbezeichnung	FA2
Komponente der FA-Dimension	Angestelltenlohn
Betroffene Stakeholder	Angestellte
Fragestellung	Bitte wählen Sie für jeden Ihrer familienfremden Angestellten eine Funktionsbezeichnung aus und tragen Sie den aktuellen Bruttomonatslohn ein. (Bei Angestellten in Teilzeit muss der Lohn zum Vergleich mit den Richtlöhnen auf eine Vollzeitstelle hochgerechnet werden; bei Angestellten, die im Stundenlohn beschäftigt sind, muss dieser inkl. Ferienzuschlag auf den Monatslohn hochgerechnet werden; Naturallöhne dürfen bis höchstens 990 Franken angerechnet werden).
Ausprägungen	Funktionsbezeichnungen: siehe „Richtlöhne 2015“, Anhang 3 Bruttomonatslohn: Betrag in Franken

Indikatorbezeichnung	FA2
Vorgeschlagener Leistungsreferenzwert	Die zwischen dem Schweizer Bauernverband, dem schweizerischen Bäuerinnen- und Landfrauenverband und der Arbeitsgemeinschaft der Berufsverbände landwirtschaftlicher Angestellter vereinbarten „Lohnrichtlinie für familienfremde Arbeitnehmende in der Schweizer Landwirtschaft inklusive landw. Hauswirtschaft“ (siehe Anhang 3) dienen als gute Leistungsreferenzwerte für faire Löhne. Positiv auf das Wohlbefinden dürfte sich auswirken, wenn ihr Lohn über den Richtlöhnen liegt.
Begründung der Indikatorwahl	Ein ausreichender und gerechter Lohn ist ein elementarer Bestandteil des materiellen und immateriellen Wohlbefindens der Angestellten. Zum einen ermöglicht ein ausreichender Lohn den Angestellten einen angemessenen Lebensstandard sowie zu sparen, was den ökonomischen Risiken entgegenwirkt. Zum anderen bringt ein angemessener Lohn auch das Gefühl einer Wertschätzung für die geleistete Arbeit und kann somit zu einer höheren Arbeitszufriedenheit beitragen (Warr 1999; UNECE 2010; OECD 2011a).
Anmerkung	Diese Frage soll in einer Eingabemaske zusammen mit den Indikatoren WL1 und WL2 beantwortet werden (siehe Tabelle 22).

Tabelle 9: Indikator FA3.

Indikatorbezeichnung	FA3
Komponente der FA-Dimension	Arbeitsvertrag und Lohnabrechnung
Betroffene Stakeholder	Angestellte
Fragestellung	Erhalten alle familienfremden Arbeitskräfte regelmässig eine Lohnabrechnung und besitzen diese einen gültigen schriftlichen Arbeitsvertrag?
Ausprägungen	„Ja“, „Nein“
Vorgeschlagener Leistungsreferenzwert	Sowohl ein gültiger schriftlicher Arbeitsvertrag als auch eine regelmässige Lohnabrechnung sind wichtige Bestandteile eines Arbeitsverhältnisses. Diese Frage sollte daher mit „Ja“ beantwortet werden.
Begründung der Indikatorwahl	Ein schriftlicher Arbeitsvertrag und eine Lohnabrechnung führen zu einer grösseren Rechtssicherheit der Angestellte und schützen ihn vor missbräuchlichen Kündigungen. Zudem werden Regeln und Abmachungen besser eingehalten. Dies hat einerseits einen direkten Einfluss auf das materielle Wohlbefinden der Angestellten, da die Lohnzahlungen (zumindest für eine gewisse Zeit) garantiert und kontrollierbar sind. Andererseits beeinflusst ein Arbeitsvertrag das immaterielle Wohlbefinden durch erhöhte Sicherheit der Angestellten (Warr 1999; UNECE 2010; OECD 2011a).

3.4.2 Wohnbedingungen

Eine weitere materielle Dimension des OECD Well-being Frameworks bilden die Wohnbedingungen (WB). Einerseits sollten diese gewisse objektive Mindestanforderungen genügen, andererseits aber auch zu einer subjektiven Zufriedenheit führen (OECD 2011a). Da sich die subjektive Zufriedenheit wie bereits erwähnt nur bei den Betriebsleitenden feststellen lässt, wird für die Angestellten lediglich erhoben, ob zumindest die Minimalanforderungen eingehalten werden.

Tabelle 10: Indikator WB1.

Indikatorbezeichnung	WB1
Komponente der WB-Dimension:	Angestelltenwohnungen
Betroffene Stakeholder	Angestellte
Fragestellung	Falls Angestelltenwohnungen auf dem Betrieb vorhanden sind: Sind die Angestelltenwohnungen auf dem Betrieb aktuell bewohnbar und mit den grundlegenden Einrichtungen (d.h. Dach, Fenster und Türen, Trinkwasser, Toiletten und Abflüsse) ausgestattet?
Ausprägungen	„Ja“, „Nein“ „keine Angestelltenwohnungen vorhanden“
Empfohlener Leistungsreferenzwert	Alle aufgelisteten grundlegenden Einrichtungen müssen die Angestelltenwohnungen aufweisen, um den Leistungsreferenzwert „Ja“ zu erhalten.
Begründung der Indikatorwahl	Dieser Indikator erhebt, ob grundlegende Einrichtungen vorhanden sind, welche zum Schutz vor Wetter, der Wahrung von Privatsphäre und Sicherheit sowie aus hygienischen Gründen notwendig sind. Dies sind wichtige Funktionen, welche gemäss OECD (2011a) eine genügende Wohnbedingung definiert.
Anmerkung	Dieser Indikator muss nur von Betrieben erhoben werden, die nicht SwissGAP zertifiziert sind. SwissGAP zertifizierte Betriebe müssen diesen Leistungsreferenzwert erfüllen. Es ist daher notwendig einleitend im Fragebogen zu erheben, ob der Betrieb SwissGAP zertifiziert ist. Dies trifft auf alle Indikatoren im Kapitel 3.4.2 zu.

Tabelle 11: Indikator WB2.

Indikatorbezeichnung	WB2
Komponente der WB-Dimension	Zufriedenheit mit den Wohnbedingungen
Betroffene Stakeholder	Betriebsleiter/Familie
Fragestellung	Wie zufrieden sind Sie mit Ihren aktuellen Wohnbedingungen bezüglich folgender Kriterien: Lage des Hauses/der Wohnung; Allgemeiner baulicher Zustand des Hauses/der Wohnung; Sanitäre Einrichtungen; Mobiliar; Platzverhältnisse; Kosten
Ausprägungen	„sehr zufrieden“, „eher zufrieden“, „unbestimmt“ „eher unzufrieden“, „sehr unzufrieden“
Empfohlener Leistungsreferenzwert	Für ein positives Wohlbefinden sollte diese Frage jeweils entweder mit „sehr zufrieden“ oder „eher zufrieden“ beantwortet werden.
Begründung der Indikatorwahl	Die Zufriedenheit mit den Wohnbedingungen setzt sich aus verschiedenen Komponenten zusammen. Deshalb ist eine detaillierte Erhebung einer Abfrage der allgemeinen Zufriedenheit vorzuziehen ist. Dieser Indikator lehnt sich eng an OECD (2013) an.

Die Eingabemaske dieser Frage könnte etwa wie folgt aufgebaut sein:

Tabelle 12: Eingabemaske Wohnbedingungen.

Wie zufrieden sind Sie mit Ihren Wohnbedingungen bezüglich folgender Kriterien?					
	sehr zufrieden	eher zufrieden	unbestimmt	eher unzufrieden	sehr unzufrieden
Lage des Hauses/ der Wohnung					
Allgemeiner baulicher Zustand					
Sanitäre Einrichtungen					
Mobiliar					
Platzverhältnisse					
Kosten					

3.4.3 Gesundheit

Die Gesundheit (GE) ist eine der zentralen sozialen Themen (BLW 2014) und wird von vielen Faktoren beeinflusst. Einige dieser Faktoren sind biologischer Natur, andere wiederum hängen vom eigenen Verhalten oder externen Belastungen ab (OECD 2011a). Der Fokus liegt dabei auf den Verhaltensweisen und Belastungen am Arbeitsplatz, welche einen direkten Einfluss auf die Arbeitssicherheit und somit die Gesundheit der auf dem Betrieb arbeitenden Personen ausüben. Mangelhafte Arbeitssicherheit kann zu schlimmen Berufsunfällen und -krankheiten mit gravierenden Folgen der Betroffenen führen. Gerade in der Landwirtschaft ist die Arbeitssicherheit zentral, da die gesundheitliche Belastung in der Landwirtschaft – aufgrund der Verwendung gefährlicher Substanzen, dem Einsatz von Maschinen sowie dem Umgang mit Tieren – im Vergleich mit anderen Sektoren hoch ist. Ein Arbeitsausfall hat in der Regel nicht nur Auswirkungen auf die Direktbetroffenen, sondern auch auf Familienmitglieder, da diese die finanziellen Folgen mittragen müssen. Ebenso kann ein Arbeitsausfall einer Person zu einer Mehrbelastung weiterer Mitarbeiter führen. Die finanziellen und personellen Folgen von Arbeitsunfällen können insbesondere bei Familienbetrieben sehr hoch sein und im Extremfall die Existenz des Betriebs gefährden (Parent-Thirion *et al.* 2007; Grenz *et al.* 2012c; FAO 2014).

Tabelle 13: Indikator GE1.

Indikatorbezeichnung	GE1
Komponente der GE-Dimension	Arbeitssicherheit
Betroffene Stakeholder	Betriebsleiter/Familie, Angestellte
Fragestellung	Werden auf dem Betrieb Spezialisten der Arbeitssicherheit (gemäss den EKAS Richtlinien 6508) zur Beratung hinzugezogen oder ist der Betrieb Mitglied einer Branchenlösung (z. B. AgriTOP oder SRF)?
Ausprägungen	„Ja“, „Nein“
Empfohlener Leistungsreferenzwert	„Ja“

Indikatorbezeichnung	GE1
Begründung der Indikatorwahl	Eine wichtige Massnahme zur Erhöhung der Arbeitssicherheit und somit zur Reduktion von Arbeitsunfällen und Berufskrankheiten besteht in der Prävention auf dem Betrieb. Gemäss Schweizer Recht (EKAS Richtlinien 6508) müssen alle Landwirtschaftsbetriebe mit Angestellten entweder einen Spezialisten für Arbeitssicherheit zur Beratung hinzuziehen oder sich alternativ einer Branchenlösung anschliessen. Auch wenn es keine Pflicht dazu gibt wird diese Präventivmassnahme auch für Betriebe ohne Angestellte empfohlen (siehe www.agritop.ch).
Anmerkung	Dieser Indikator muss nur von Betrieben erhoben werden, die nicht SwissGAP zertifiziert sind. SwissGAP zertifizierte Betriebe müssen Mitglied bei einer Branchenlösung (AgriTop oder SRF) sein oder eine von SwissGAP erstellte Gefahrenanalyse durchführen. Bei SwissGAP zertifizierten Betrieben gilt der Leistungsreferenzwert als erfüllt.

Tabelle 14: Indikator GE2.

Indikatorbezeichnung	GE2
Komponente der GE-Dimension	Arbeitssicherheit
Betroffene Stakeholder	Betriebsleiter/Familie, Angestellte
Fragestellung	Verfügen alle Personen, die mit gefährlichen Stoffen und Geräten arbeiten, über die ihrem Tätigkeitsbereich entsprechende Qualifikationen resp. haben diese in den vergangenen 5 Jahren eine entsprechende (betriebsinterne oder -externe) Schulung erhalten?
Ausprägungen:	„Ja“, „Nein“
Empfohlener Leistungsreferenzwert	„Ja“
Begründung der Indikatorwahl	Nebst der durch Beratung erfolgten Sensibilisierung (siehe Indikator GE1) des Betriebsleiters oder einer vom Betriebsleiter ernannten Person, ist es für die Arbeitssicherheit wichtig, dass alle Personen, die einem erhöhten Risiko ausgesetzt sind, entsprechend geschult sind. Wichtig ist zudem, dass das Wissen regelmässig aufgefrischt wird.
Anmerkung	Dieser Indikator ist vom entsprechenden SwissGAP Indikator abgeleitet, wurde jedoch um die zeitliche Bedingung (5 Jahre) ergänzt. Aus diesem Grund wird empfohlen, diesen Indikator auch bei Betrieben zu ermitteln, die bereits SwissGAP zertifiziert sind.

Tabelle 15: Indikator GE3.

Indikatorbezeichnung	GE3
Komponente der GE-Dimension	Arbeitssicherheit
Betroffene Stakeholder	Betriebsleiter/Familie, Angestellte
Fragestellung	Stehen den Arbeitskräften angemessene Schutzausrüstungen wie geeignetes Schuhwerk, wasserdichte Kleidung, Schutzanzüge, Gummihandschuhe, Schutzmaske, angemessener Atem-, Ohr- und Augenschutz etc. zur Verfügung und sind diese stets in gutem Zustand?
Ausprägungen	„Ja“, „Nein“

Indikatorbezeichnung	GE3
Empfohlener Leistungsreferenzwert	„Ja“
Begründung der Indikatorwahl	Ein weiterer wichtiger Aspekt für eine höhere Arbeitssicherheit ist die angemessene Schutzausrüstung. Diese sollte angemessen sowie in einem guten Zustand sein. Aufgrund ungenügender und fehlerhafter Ausrüstung kann es u.a. zu Kontakten mit schädlichen Stoffen wie Chemikalien, Pestiziden oder Staub kommen, was zu akuten oder chronischen gesundheitlichen Problemen führen kann (Grenz <i>et al.</i> 2012c).
Anmerkung	Dieser Indikator muss nur von Betrieben erhoben werden, die nicht SwissGAP zertifiziert sind. SwissGAP zertifizierte Betriebe erfüllen diese Bedingung an die Schutzausrüstung.

Tabelle 16: Indikator GE4.

Indikatorbezeichnung:	GE4
Komponente der GE-Dimension:	Rückverfolgbarkeit
Betroffene Stakeholder	Konsumenten
Fragestellung	Lässt sich jedes Produkt, das in den vergangenen 12 Monaten von ihrem bzw. über ihren Betrieb verkauft wurde vom Lieferanten bis zum Abnehmer verfolgen? (Anhand von Lieferpapieren, Rechnungen oder Zu- und Verkaufsjournalen)
Ausprägungen	„Ja“, „Nein“
Empfohlener Leistungsreferenzwert	„Ja“
Begründung der Indikatorwahl	Die Rückverfolgbarkeit bei Lebensmitteln ist ein integraler Bestandteil der Lebensmittelsicherheit. Nur so wird sichergestellt, dass für jedes Produkt Produzenten, Verarbeiter, Zwischenhändler, Transporteure, usw. über die gesamte Wertschöpfungskette bekannt sind. Dies ist insbesondere bei einer Gefährdung der Konsumenten bedeutsam, da sie nur so etwa bei Rückrufaktionen bestmöglich geschützt sind (Wallace <i>et al.</i> 2010).
Anmerkung	Dieser Indikator muss nur von Betrieben erhoben werden, die nicht SwissGAP zertifiziert sind. SwissGAP zertifizierte Betriebe müssen die Rückverfolgbarkeit von Produkten erfüllen.

3.4.4 Work-Life-Balance

Die Work-Life-Balance (WL) bezeichnet das Gleichgewicht zwischen Arbeits- und Privatleben. Gerade in der Landwirtschaft ist dies ein zentrales Problem, da lange Arbeitszeiten eher die Regel als die Ausnahme sind. Dies zeigt sich u.a. daran, dass in der Landwirtschaft im Vergleich mit anderen Sektoren deutlich mehr (selbständige) Personen angeben, lange Arbeitszeiten zu haben (Parent-Thirion *et al.* 2007). Zu lange Arbeitszeiten und zu wenig Freizeit können die Gesundheit der Direktbetroffenen beeinträchtigen, wenn zu wenig Zeit für eine ausreichende körperliche und geistige Erholung bleibt (Grenz *et al.* 2012c). Ebenfalls kann die Konzentrationsfähigkeit bei Überarbeitung stark zurückgehen, was wiederum die Unfallgefahr erhöht (FAO 2014). Eine unausgeglichene Work-Life-Balance hat aber auch Auswirkungen auf das Familien- und Sozialleben, wenn neben der Arbeit zu wenig Zeit dafür bleibt. Dies wirkt sich nicht nur auf die Direktbetroffenen aus, sondern beeinflusst auch das Wohlbefinden von Familienmitgliedern und anderen Personen des sozialen Umfelds (OECD 2011a; Semmer und Kottwitz 2011). Die im Folgenden vorgestellten Indikatoren nehmen wichtige Aspekte der Work-Life-Balance einzelner Stakeholder auf. Ergänzend zu diesen Ausführungen misst der in Kapitel 4 diskutierte Indikator die Arbeitsbelastung des Gesamtbetriebes.

Tabelle 17: Indikator WL1.

Indikatorbezeichnung	WL1
Komponente der WL-Dimension	Arbeitszeiten Angestellte
Betroffene Stakeholder	Angestellte
Fragestellung	Wie viele Stunden beträgt die Wochenarbeitszeit für jeden Ihrer familienfremden Angestellten im Jahresdurchschnitt?
Ausprägungen	Anzahl Wochenstunden im Jahresdurchschnitt
Empfohlener Leistungsreferenzwert	<p>Es ist schwierig, einen vernünftigen Leistungsreferenzwert zu definieren, da unterschiedliche Empfehlungen existieren. So schätzt die OECD (2011a) Arbeitszeiten über 50 Stunden/Woche als negativ für das Wohlbefinden ein (allgemeiner, nicht landwirtschaftsspezifischer Grenzwert); die International Labour Organization (ILO) setzt 48 Stunden/Woche als zumutbare Grenze (ILO-Konvention 1, Art. 2, wobei die Landwirtschaft bei den ILO-Konventionen ausgenommen ist). Kantonale Normalarbeitsverträge (NAV) für landwirtschaftliche Angestellte zeigen, dass diese meistens 55 Stunden/Woche als Höchstarbeitszeit definieren, wobei auch tiefere (48 Stunden/Woche) und höhere (66 Stunden/Woche) vorgeschlagen werden. Im Vergleich mit anderen europäischen Ländern sind die in den NAVs festgelegten Höchstarbeitszeiten deutlich höher. In den meisten europäischen Ländern gilt eine 40 Stundenwoche als Norm, einzelne Länder erlauben flexible Erhöhungen der Wochenarbeitszeiten, in fast allen Ländern darf diese jedoch 48 Stunden nicht überschreiten (EFFAT 2007).</p> <p>RISE verwendet als Leistungsreferenzwert die ILO Definition, da es gemäss Grenz <i>et al.</i> (2012c) keine medizinischen Gründe gibt, die Landwirtschaft anders als andere Branchen zu behandeln. Dies ist nicht zuletzt auf die überdurchschnittliche Belastung landwirtschaftlicher Aktivitäten zurückzuführen. Aufgrund der unterschiedlichen Empfehlungen wird darauf verzichtet, den Referenzwert zahlenmässig festzulegen. Vielmehr regen wir an, diesen zusammen mit IP-SUISSE und ausgewählten Landwirten zu definieren.</p>
Begründung der Indikatorwahl	Wie oben aufgezeigt, können lange Arbeitszeiten sowohl zu gesundheitlichen als auch sozialen Problemen führen, weshalb eine objektive Messung der Arbeitszeit notwendig ist.
Anmerkung	<p>Dieser Indikator wird nur auf Betrieben mit mindestens einem Angestellten ermittelt. Für Betriebe mit vielen Angestellten dürfte diese Erhebung ziemlich aufwändig sein. Deshalb könnte es Sinn machen, die maximal zu erfassende Anzahl Angestellter zu begrenzen.</p> <p>Diese Frage soll zusammen mit den Indikatoren FA1 und WL2 behandelt werden (siehe Tabelle 22).</p>

Tabelle 18: Indikator WL2.

Indikatorbezeichnung	WL2
Komponente der WL-Dimension	Ferien Angestellte
Betroffene Stakeholder	Angestellte
Fragestellung	Wie viele Ferien hat jeder Ihrer familienfremden Angestellter pro Jahr? (Bei Anstellungsdauern unter einem Jahr müssen die Ferien auf ein ganzes Jahr hochgerechnet werden; für Angestellte auf Stundenlohnbasis muss diese Frage nicht beantwortet werden)

Indikatorbezeichnung	WL2
Ausprägungen	„0 Wochen“, „1 Woche“, „2 Wochen“, „3 Wochen“, „4 Wochen“, „5 Wochen“, „6 Wochen“, „mehr als 6 Wochen“
Empfohlener Leistungsreferenzwert	Die Empfehlungen bezüglich Ferien der <i>„Lohnrichtlinie für familienfremde Arbeitnehmende in der Schweizer Landwirtschaft inklusive landw. Hauswirtschaft“</i> richten sich nach den kantonalen Normalarbeitsverträgen der Landwirtschaft (siehe Anhang 3). Diese Bestimmungen verlangen für Angestellte bis zum vollendeten 20. Lebensjahr - und je nach Kanton ab dem 50. Lebensjahr - fünf Wochen Ferien, für alle übrigen Angestellten vier Wochen. Da kantonale Unterschiede nicht berücksichtigt werden sollen (das Wohlbefinden hängt nicht vom Arbeitsort ab), werden als Leistungsreferenzwerte für alle Angestellten unter 20 Jahre oder über 50 Jahre fünf Wochen Ferien empfohlen; für alle andern vier Wochen.
Begründung der Indikatorwahl	Neben einer nicht zu hohen Wochenarbeitszeit sind genügend Ferien eine weitere wichtige Voraussetzung, sich vor Überarbeitung zu schützen, sich zu erholen und über genügend Freizeit zu verfügen seinen eigenen Hobbies zu frönen (Semmer und Kottwitz 2011).
Anmerkung	Diese Frage wird zusammen mit den Indikatoren FA1 und WL1 erhoben (siehe Tabelle 22).

Tabelle 19: Indikator WL3.

Indikatorbezeichnung	WL3
Komponente der WL-Dimension	Überstunden Angestellte
Betroffene Stakeholder	Angestellte
Fragestellung	Werden die Überstunden der familienfremden Arbeitskräfte auf der Lohnabrechnung stets ausgewiesen und können diese ihre Überstunden kompensieren oder mit einem Zuschlag auf den Normallohn von mindestens 25 % auszahlen lassen? (Als Überstunden gelten alle Arbeitsleistungen im Interesse des Arbeitgebers, die über die abgemachte oder übliche Arbeitszeit hinaus erbracht werden)
Ausprägungen	„Ja“, „Nein“
Empfohlener Leistungsreferenzwert	„Ja“
Begründung der Indikatorwahl	Die saisonalen Schwankungen des Arbeitsanfalls und die Wetterabhängigkeit für gewisse Arbeiten erfordern von Angestellten in der Landwirtschaft Flexibilität und die Bereitschaft bei Arbeitsbedarf Überstunden zu leisten. Dies ist im Einklang mit dem Gesetz (OR Art. 321c), wonach Arbeitnehmende bei Bedarf Überstundenarbeit zu leisten haben. Ebenfalls gesetzlich festgeschrieben ist die Kompensation durch Freizeit oder die Auszahlung mit einem Zuschlag von mindestens 25 %. Wichtig sind die schriftliche Erfassung und Ausweisung auf der Lohnabrechnung der Überzeit, da dies den Angestellten eine Kontrolle ermöglicht und sie im Falle von Streitigkeiten besser schützt. Eine solche Ausweisung in der Lohnabrechnung wird auch in den <i>„Lohnrichtlinie für familienfremde Arbeitnehmende in der Schweizer Landwirtschaft inklusive landw. Hauswirtschaft“</i> festgeschrieben (siehe Anhang 3).

Tabelle 20: Indikator WL4.

Indikatorbezeichnung	WL4
Komponente der WL-Dimension	Arbeitszeiten Betriebsleiter/Familie
Betroffene Stakeholder	Betriebsleiter/Familie
Fragestellung	Wie viele Stunden betragen die Wochenarbeitszeiten von Ihnen und Ihrer familieneigenen Arbeitskräfte im Jahresdurchschnitt? Dabei darf nur die ausschliesslich für den Betrieb geleistete Arbeitszeit eingerechnet werden.
Ausprägungen	Anzahl Wochenstunden im Jahresdurchschnitt
Empfohlener Leistungsreferenzwert	Analog WL1
Begründung der Indikatorwahl	Analog WL1; Interessant ist dieser Indikator auch in Kombination der subjektiven Zufriedenheit bezüglich der Freizeit, da die Dauer der Arbeitszeit nicht zwingend mit der Zufriedenheit mit der Freizeit korrelieren muss. Lange Arbeitszeiten können für bestimmte Personen psychisch belastend sein und sich damit negativ auf das subjektive Wohlbefinden auswirken, während dies andere Personen nicht als Belastung empfinden oder sogar positiv bewerten. Nicht zu vernachlässigen ist jedoch bei allen Personen – und zwar unabhängig davon wie zufrieden sie mit ihrer Freizeit sind – die körperliche Belastung, welche durch lange Arbeitszeiten hervorgerufen werden können.

Tabelle 21: Indikator WL5.

Indikatorbezeichnung	WL5
Komponente der WL-Dimension	Ferien Betriebsleiter
Betroffene Stakeholder	Betriebsleiter/Familie
Fragestellung	Wie viele Wochen Ferien nehmen Sie und Ihre familieneigenen Arbeitskräfte durchschnittlich pro Jahr?
Ausprägungen	„0 Wochen“, „1 Woche“, „2 Wochen“, „3 Wochen“, „4 Wochen“, „5 Wochen“, „6 Wochen“, „mehr als 6 Wochen“
Empfohlener Leistungsreferenzwert	Analog WL2
Begründung der Indikatorwahl	Analog WL2; Analog zu WL3 ist auch hier interessant, die Antwort mit der Einschätzung der subjektiven Zufriedenheit der Freizeit zu vergleichen.

Für die Indikatoren WL1, WL2 sowie des Indikators FA2 der Dimension „Finanzielles und Arbeitsbedingungen“ wird folgende gemeinsame Erhebung vorgeschlagen:

Tabelle 22: Eingabemaske FA2, WL1, WL2.

	Alter	Funktion	Monatslohn	Wochenarbeitsstunden im Jahresdurchschnitt	Anzahl Ferienwochen pro Jahr
Angestellter 1*					
Angestellter 2*					

	Alter	Funktion	Monatslohn	Wochenarbeitsstunden im Jahresdurchschnitt	Anzahl Ferienwochen pro Jahr
Angestellter 3*					
...					

*Die Angestellten müssen nicht mit Namen genannt werden

3.4.5 Bildung und Fähigkeiten

Die Förderung von Bildung und der Aufbau weiterer Fähigkeiten (BF) der auf dem Betrieb arbeitenden Personen sind sowohl aus ökonomischer Sicht als auch psychologischer Sicht wichtig.

So ist es für Betriebe, die eine hohe ökonomische Nachhaltigkeit anstreben wichtig, Bedingungen für stabile Beschäftigungsverhältnisse zu schaffen und den Angestellten eine berufliche Entwicklung zu bieten. Ausreichend geförderte Mitarbeiter sind häufig motivierter und tragen so zum Erfolg des Unternehmens bei. Eine Förderung der Angestellten ist bei grösseren Betrieben einfacher als bei kleineren Betrieben mit wenigen und saisonalen Angestellten. Trotzdem müssen auch diese in der Lage sein ihre Angestellten weiterzubilden und zu schulen. Für die Basis einer erfolgreichen Zukunft ist nicht nur die Förderung und Weiterbildung der Angestellten wichtig; auch der Betriebsleiter muss sich regelmässig weiterbilden um neue Fähigkeiten zu gewinnen (FAO 2014). Dies ist auch für das subjektive Wohlbefinden entscheidend, da damit dem grossen Bedürfnis der Menschen, immer wieder Neues zu lernen, Rechnung getragen wird (OECD 2011a).

Tabelle 23: Indikator BF1.

Indikatorbezeichnung	BF1
Komponente der BF-Dimension	Weiterbildung Angestellte
Betroffene Stakeholder	Angestellte
Fragestellung	Wie viele Ihrer Angestellten wurden in den vergangenen 12 Monaten gefördert/weitergebildet? Bitte beantworten Sie die Frage für jede der folgenden drei Kategorien: (i) Förderung mittels Übertragung neuer Aufgabenbereiche (ii) Teilnahme an interner Schulung zur Erlernung neuer Fähigkeiten (iii) Teilnahme an externer Schulung zur Erlernung neuer Fähigkeiten
Ausprägungen	Anzahl Angestellte pro Kategorie
Empfohlener Leistungsreferenzwert	Einen absoluten Leistungsreferenzwert für die einzelnen Kategorien zu definieren ist kaum möglich, da Weiterbildung und Förderung von Fähigkeiten auf unterschiedliche Weise und in unterschiedlicher Kombination erfolgen. Einen negativen Einfluss auf das Wohlbefinden der Angestellten (und damit der ökonomischen Nachhaltigkeit des Betriebs) dürfte aber haben, wenn während einer längeren Zeitspanne nur ein kleiner Anteil der Angestellten Weiterbildungskurse belegen dürfen.
Begründung der Indikatorwahl	Angestellte werden gefördert, wenn ihnen neue Aufgabenbereiche übertragen werden und durch in- oder externen Schulungen neues Wissen vermittelt wird. Ideal ist es, die Mitarbeiter durch eine Schulung auf eine neue Aufgabe vorzubereiten. Eine Schulung kann jedoch auch zweckdienlich sein, d.h. ohne die Übernahme neuer Aufgabenbereiche erfolgen.

Tabelle 24: Indikator BF2.

Indikatorbezeichnung	BF2
Komponente der BF-Dimension	Weiterbildung Betriebsleiter
Betroffene Stakeholder	Betriebsleiter/Familie
Fragestellung	Haben Sie sich in den vergangenen 12 Monaten bezüglich Ihres Betriebs weitergebildet? Bitte beantworten Sie die Frage für jede der folgenden Kategorien: (i) in Kursen (ii) durch die landwirtschaftlicher Beratung (iii) durch Fachzeitschriften (iv) durch den Austausch mit Kollegen (v) mithilfe des Internets.
Ausprägungen	„Ja“, „Nein“ für jede Kategorie
Empfohlener Leistungsreferenzwert	Analog BF1 ist auch hier ein absoluter Leistungsreferenzwert für die einzelnen Kategorien kaum zu definieren, da auch hier verschiedene Kombinationen möglich sind. Unvorteilhaft auf das Wohlbefinden wirkt sich sicher aus, wenn alle Kategorien mit „Nein“ beantwortet werden. Bei der Analyse der Antworten ist es sinnvoll, die subjektive Wichtigkeit und Zufriedenheit betreffend der Weiterbildung (siehe Indikator SW1) miteinzubeziehen.
Begründung der Indikatorwahl	Die Förderung/Weiterbildung der Angestellten ist für den Betrieb und das individuelle Wohlbefinden sowohl der Angestellten und des Betriebsleiters wichtig. Da sich eine Selbstförderung kaum ermitteln lässt, beschränkt sich die Frage an die Betriebsleiter auf formelle und informelle Weiterbildungen. Die Kategorisierung hat den Vorteil, dass die Abfrage präziser erfolgen kann und damit eine detailliertere Auswertung der Ergebnisse erlaubt.

3.4.6 Soziale Beziehungen

Soziale Beziehungen (SB) sind eine zentrale Komponente des Wohlbefindens der Menschen und somit auch zentraler Bestandteil der sozialen Nachhaltigkeit. Soziale Beziehungen sind vielschichtig und haben heterogene und individuelle Ursachen und Folgen (OECD 2011a). Die vorgeschlagenen Indikatoren fokussieren auf die Betriebsleiterfamilie. Da sozialen Beziehungen (Weber 2015) niemals einseitig geführt werden, sondern stets mehrere Individuen betrifft, haben soziale Beziehungen der Betriebsleiter und deren Familien häufig Auswirkungen auf soziale Beziehungen anderer Mitglieder der Lokalgemeinschaft. Die positiven Auswirkungen auf deren Wohlbefinden können aufgrund der erwähnten Einschränkung der Befragung allerdings nicht gemessen, sondern nur vermutet werden.

Tabelle 25: Indikator SB1.

Indikatorbezeichnung	SB1
Komponente der SB-Dimension	Gesellschaftliches Leben
Betroffene Stakeholder	Betriebsleiter/Familie, Lokalgemeinschaft
Fragestellung	Wie oft nahmen Sie und Ihre Familienangehörigen in den vergangenen 12 Monaten an Anlässen von einem Verein, Klub, einer politischen Partei, kulturellen Vereinigung oder anderen Gruppen (eingeschlossen religiöse) in ihrer näheren Umgebung teil?

Indikatorbezeichnung	SB1
Ausprägungen	„fast täglich“, „etwa einmal pro Woche“, „1-3 mal pro Monat“, „alle paar Monate“, „selten“, „nie“
Empfohlener Leistungsreferenzwert	Ein Leistungsreferenzwert wird hier explizit nicht empfohlen, da die Ausprägung dieses Indikators wenig Aufschluss über die sozialen Auswirkungen gibt. Vielmehr sind die gewählten Ausprägungen in Kombination mit weiteren Indikatoren zu betrachten.
Begründung der Indikatorwahl	Dieser Indikator bildet die Teilnahme am gesellschaftlichen Leben ab. Diese Teilnahme ist wichtig zur Integration in der Lokalgemeinschaft, hat aber isoliert betrachtet nur beschränkte Aussagekraft für die soziale Situation des Betriebsleiters und seine Familie sowie anderer Mitglieder der Lokalgemeinschaft. Zum einen werden nur formelle Kontakte erhoben und damit die informellen vernachlässigt; zum anderen wird nur die Quantität, nicht aber die Qualität dieser Kontakte abgebildet. Nichtsdestotrotz gibt dieser häufig eingesetzte Indikator einen guten Einblick in die sozialen Interaktionen, die ohne aufwändige Erhebung wie etwa Zeitbudgetstudien auskommt (OECD 2011a). Wichtig ist, dass dieser Indikator nicht isoliert betrachtet wird, sondern in Kombination mit den beiden anderen Indikatoren der Komponente „Soziale Beziehungen“ sowie des Indikators SW1, welcher die Wichtigkeit und Zufriedenheit mit dem sozialen Umfeld thematisiert.

Tabelle 26: Indikator SB2.

Indikatorbezeichnung	SB2
Komponente der SB-Dimension	Soziale Netzwerke
Betroffene Stakeholder	Betriebsleiter/Familie, Lokalgemeinschaft
Fragestellung	Entscheiden Sie, ob die folgenden drei Aussagen zu gesellschaftlichen Aspekten für Sie sehr zutreffen, eher zutreffen, eher nicht zutreffen oder überhaupt nicht zutreffen: (i) Wir sind gut in die Gemeinschaft im Ort eingebunden. (ii) Wir haben gute Kontakte zu bäuerlichen Kreisen. (iii) Wir haben gute Kontakte zu nicht bäuerlichen Kreisen.
Ausprägungen	„trifft sehr zu“, „trifft eher zu“, „trifft eher nicht zu“, „trifft überhaupt nicht zu“
Empfohlener Leistungsreferenzwert	Da eine gute Integration als wichtige Voraussetzung für ein gutes soziales Netzwerk gilt (OECD 2011a), sollte die erste Frage mit „trifft sehr zu“ oder „trifft eher zu“ beantwortet werden. Ob diese Integration eine Folge von guten Kontakten zu bäuerlichen, nicht bäuerlichen oder zu beidem ist, dürfte zweitrangig sein. Da die Integration und das daraus resultierende soziale Netzwerk eine individuelle subjektive Wichtigkeit aufweist, wird empfohlen, die Antworten zusammen mit der Frage über die Wichtigkeit und Zufriedenheit des sozialen Umfelds (Indikator SW1) zu analysieren.

Indikatorbezeichnung	SB2
Begründung der Indikatorwahl	<p>In Ergänzung zu Indikator SB1 – der die Häufigkeit der formellen Kontakte mit anderen Mitgliedern der lokalen Gemeinschaft erfasst und erfasst, wie gut man in die Gesellschaft integriert ist - zeigt dieser Indikator wie stark der Betriebsleiter und seine Familie in die Lokalgemeinschaft integriert sind. Damit wird bei der sozialen Integration zwischen bäuerlichen und nicht bäuerlichen Kreisen differenziert. Diese Differenzierung ist für die Aussage bezüglich der Integration zwar zweitrangig, kann jedoch für spätere Analysen der Integration wichtige Anhaltspunkte liefern.</p> <p>Die gleiche Fragestellung wird vom BLW in der alle vier Jahre durchgeführten Befindlichkeitsbefragung bei Schweizer Landwirten gestellt. Dies erlaubt später einen Vergleich mit bereits vorliegenden Ergebnissen.</p>

Tabelle 27: Indikator SB3.

Indikatorbezeichnung	SB3
Komponente der SB-Dimension	Unterstützung durch soziale Netzwerke
Betroffene Stakeholder	Betriebsleiter/Familie, Lokalgemeinschaft
Fragestellung	Wenn sie in Schwierigkeiten wären, hätten Sie Leute in Ihrem Umfeld, die helfen würden?
Ausprägungen	„Ja“, „Nein“
Empfohlener Leistungsreferenzwert	Bei Bedarf abrufbare Unterstützung gilt als sehr wichtigen Pfeiler des Wohlbefindens. Deshalb sollte diese Frage mit „Ja“ beantwortet werden können.
Begründung der Indikatorwahl	<p>Zusätzlich zu den meistens positiven Effekten von Interaktionen mit anderen Menschen wirkt sich ein soziales Netzwerk vorteilhaft aus, da dieses bei Bedarf als Ressource genutzt werden kann (OECD 2011a). Dieser ergänzt deshalb den Indikator SB2 auf ideale Weise, welcher zwar die Integration in die Lokalgemeinschaft thematisiert, nicht jedoch, ob diese bei Schwierigkeiten um Unterstützung gebeten werden kann. Zudem ist die Lokalgemeinschaft lediglich ein Teil dieser Ressource, da auch Freunde und Verwandte (die ausserhalb der Lokalgemeinschaft angesiedelt sind) unterstützend einspringen können.</p> <p>Dieser Indikator ermittelt jedoch lediglich die generelle Unterstützung; bei Bedarf besteht jedoch die Möglichkeit, die Abfrage spezifischer zu formulieren und auch die Art der Unterstützung (finanziell, praktisch, psychisch, usw.) zu erheben. Zudem könnte der Personenkreis präziser deklariert werden, (Verwandte, Freunde, inner- oder ausserhalb der lokalen Gemeinschaft, usw.).</p>

3.4.7 Bürgerengagement und Governance

Die OECD (2011a) versteht in ihrem Well-being Konzept unter Bürgerengagement und Governance (BG) die Aktivitäten der Bevölkerung zur Partizipation an politischen Prozessen und die Art und Weise des Funktionierens der politischen Institutionen. Abweichend zur OECD Definition wird in dieser Well-being Dimension der Fokus bezüglich Bürgerengagement von einer rein politischen auf eine politische, gesellschaftliche und geschäftliche Perspektive erweitert. Bezüglich Governance wird die Perspektive vollständig auf die geschäftliche Governance im Sinne einer Good Corporate Governance der FAO (2014) gelegt. Der Grund hierfür liegt darin, dass diese spezifische Auffassung von Bürgerengagement und Governance damit die geschäftlichen Aktivitäten mehr betonen. Damit erhalten die Betriebe durch ihre Aktivitäten mehr Einfluss auf die soziale Nachhaltigkeit als dies die ursprüngliche Definition der OECD erlaubt hätte.

Unter Good Corporate Governance versteht die FAO (2014) Prozesse der Entscheidungsfindung und -implementierung bezüglich der Berücksichtigung von ökologischer, ökonomischer und sozialer Nachhaltigkeit aller betroffener Stakeholder. Ein Unternehmen, das sich der Nachhaltigkeit verpflichtet, muss demnach eine

nachhaltigkeitsorientierte Führungsstruktur aufweisen. Widersprüchliche Nachhaltigkeitsprinzipien werden nicht zu längerfristig nachhaltigen Geschäftsaktivitäten führen.

Tabelle 28: Indikator BG1.

Indikatorbezeichnung	BG1
Komponente der BG-Dimension	Partizipation in Behörde
Betroffene Stakeholder	Betriebsleiter/Familie, Lokalgemeinschaft
Fragestellung	Wie lange haben Sie in den vergangenen 5 Jahren aktiv in einer lokalen oder regionalen nicht landwirtschaftlichen Organisation (z. B. Gemeinderat, Schulbehörde, Feuerwehr) mitgewirkt?
Ausprägungen	"gar nicht", "weniger als 1 Jahr", "1 bis 2 Jahre", "mehr als 2 Jahre"
Vorgeschlagener Leistungsreferenzwert	Die Definition eines absoluten Leistungsreferenzwertes ist anspruchsvoll. Allgemein dürfte zutreffen, dass durch ein längeres Engagement der Beitrag zu einer funktionierenden Gesellschaft erhöht wird.
Begründung der Indikatorwahl	Mit Hilfe dieses Indikators lässt sich das politische und gesellschaftliche Bürgerengagement der Betriebsleiter beschreiben. Die ursprüngliche OECD Definition des Bürgerengagement, welches rein politischer Natur ist, wird um das allgemeingesellschaftliche Engagement erweitert. Im Zentrum steht somit nicht mehr alleine die politische Partizipation und deren Folgen für das individuelle Wohlbefinden, sondern ein individueller Beitrag an das Funktionieren des allgemeinen Gesellschaftssystems (Münzel <i>et al.</i> 2004) und somit an das gesellschaftliche Wohlbefinden. Die Fokussierung auf lokale/regionale Organisationen ist durch den Stakeholder „Lokalgemeinschaft“ begründet, da ein lokales/ regionales Engagement direkter auf diese Gruppe einwirkt als ein Einsatz auf höherer Ebene (z.B. in einer kantonalen oder nationalen Behörde). Es ist zu überlegen, in dieser Frage nach der Art der Organisation (z. B. politisch oder nicht politisch) zu unterscheiden.

Tabelle 29: Indikator BG2.

Indikatorbezeichnung	BG2
Komponente der BG-Dimension	Partizipation in landwirtschaftlicher Organisation
Betroffene Stakeholder	Betriebsleiter/Familie, andere Landwirte
Fragestellung	Wie lange haben Sie in den vergangenen 5 Jahren aktiv in mindestens einer landwirtschaftlichen Organisation mitgewirkt?
Ausprägungen	"gar nicht", "weniger als 1 Jahr", "1 bis 2 Jahre", "mehr als 2 Jahre"
Vorgeschlagener Leistungsreferenzwert	Ein längeres Engagement (und damit längere Erfahrung) dürfte sich positiv auf das Funktionieren beruflicher Organisationen auswirken.
Begründung der Indikatorwahl	Dieser Indikator erweitert das Bürgerengagement um eine berufliche Komponente. Um ihre Funktion wahrzunehmen, sind berufliche Organisationen auf aktive Mitglieder angewiesen. Funktionierende landwirtschaftliche Organisationen sind für die Schweizer Landwirtschaft wichtig und dürften sich folglich positiv auf das Wohlbefinden der Landwirte auswirken. Analog zu BG1 ist zu überlegen, die Art der landwirtschaftlichen Organisation genauer festzuhalten.

Tabelle 30: Indikator BG3.

Indikatorbezeichnung	BG3
Komponente der BG-Dimension	Produktionsmitteleinkäufe
Betroffene Stakeholder	Geschäftspartner
Fragestellung	Wurden in den vergangenen 12 Monaten bei der Beschaffung von Produktionsmitteln soziale Kriterien (basierend auf Labels oder Zertifizierungen) berücksichtigt?
Ausprägungen	„immer“, „meist“, „oft“, „manchmal“, „selten“, „nie“
Vorgeschlagener Leistungsreferenzwert	Ein absoluter Leistungsreferenzwert zu definieren ist schwierig. Bestimmt richtig liegt man mit der Aussage, dass sich die Ausprägung „immer“ („nie“) am positivsten (negativsten) auf das Wohlbefinden der Geschäftspartner bzw. dessen betroffenen Stakeholder auswirkt.
Begründung der Indikatorwahl	Dieser Indikator erlaubt es, die Perspektive der sozialen Nachhaltigkeit auf vorgelagerte Bereiche zu erweitern. Idealerweise erhebt man diese direkt beim Lieferanten der Produktionsmittel, was allerdings mit hohem Aufwand verbunden ist. Vereinfachend geben die Betriebsleiter an, welche soziale Kriterien bei der Auswahl der Lieferanten mitberücksichtigt worden sind, da dies zur sozialen Nachhaltigkeit bei den vorgelagerten Bereichen beiträgt (Krause <i>et al.</i> 2009). Die Präzisierung „basierend auf Labels oder Zertifizierung“ erlaubt es, diese Praxis objektiv abzufragen, auch wenn diese Labels und Zertifizierungen nicht weiter definiert werden. Zu überlegen ist, Labels und Zertifizierungen zu erfragen, was jedoch eine detaillierte Auflistung und Analyse nötig macht.

Tabelle 31: Indikator BG4.

Indikatorbezeichnung	BG4
Komponente der BG-Dimension	Nachhaltigkeitsmanagementplan
Betroffene Stakeholder	Betriebsleiter/Familie, Angestellte, Geschäftspartner, Lokalgemeinschaft, Konsumenten
Fragestellung	Existiert auf Ihrem Betrieb ein aktueller Managementplan, in dem alle drei Säulen der Nachhaltigkeit (ökonomische, ökologische und soziale) thematisiert werden?
Ausprägungen	„Ja“, „Nein“
Vorgeschlagener Leistungsreferenzwert	Die Erstellung eines Nachhaltigkeitsmanagementplan ist für alle Betriebe erstrebenswert, da sich die Betriebe dadurch aktiv mit der Nachhaltigkeitsthematik auseinandersetzen müssen und die Ziele formell festgehalten werden. Allerdings ist dies auch mit einem relativ grossen Aufwand verbunden und bedingt Fachwissen. Aus diesem Grund kann von Kleinbetrieben kaum verlangt werden, dass ein Nachhaltigkeitsmanagementplan zwingend erstellt werden muss. Es wird daher empfohlen, diesen erst ab einer gewissen Betriebsgrösse (ab einer gewissen Anzahl Mitarbeiter oder einer gewissen bewirtschafteten Fläche) zwingend zu fordern und für die übrigen Betriebe auf freiwilliger Basis zu motivieren.

Indikatorbezeichnung	BG4
Begründung der Indikatorwahl	<p>Ein Nachhaltigkeitsmanagementplan gilt als wichtige Komponente eines holistischen Managements. Ein holistisches Management zeichnet sich durch möglichst gleichgewichtige Abwägungen von kurz- und langfristigen Interessen, ökonomischen, sozialen und ökologischen Belangen sowie unterschiedlichen Interessen der verschiedenen Stakeholder aus (FAO 2014). Diese möglichst gleichgewichtigen Abwägungen sollten folglich auch integraler Bestandteil des Nachhaltigkeitsmanagementplans sein.</p> <p>Die formelle Integration von Nachhaltigkeitsüberlegungen in Managementpläne ist relativ neu, entwickelt sich aber in westlichen Unternehmen immer mehr zur Norm (FAO 2014).</p>

3.4.8 Subjektives Wohlbefinden

Die Erfassung des subjektiven Aspekts ist gemäss aktuellem Forschungsstand elementarer Bestandteil bei der Beurteilung des individuellen Wohlbefindens (SW; siehe Kapitel 3.3.1).

Die für andere Well-being Dimensionen vorgeschlagenen subjektiven Indikatoren sollen durch diesen Indikator ergänzt werden. Während bei den anderen Dimensionen subjektive Elemente nur am Rande einfließen, soll hier die Thematik des subjektiven Wohlbefindens umfassend betrachtet werden.

Dazu wird der von Radlinsky *et al.* (2000) entwickelte Ansatz zur Messung der Lebensqualität in der Schweizer Landwirtschaft vorgeschlagen, welcher in der im Auftrag des BLW durchgeführten Befindlichkeitsbefragung verwendet wird. Dieser Ansatz wird in modifizierter Form auch im Modell RISE (Grenz *et al.* 2012c) eingesetzt. Bei der Lebensqualitätsforschung steht die subjektive Einschätzung der Lebensqualität im Zentrum (Radlinsky *et al.* 2000), wobei die Lebensqualität durch unterschiedliche Faktoren bestimmt ist. Die Komponenten der Lebensqualität sind wissenschaftlich nicht einheitlich definiert. Es handelt sich dabei um das körperliche, seelische und soziale Wohlbefinden eines Menschen (Grenz *et al.* 2012c).

Radlinsky *et al.* (2000) erarbeiteten in ihrer Grundlagestudie eine Methodik, wie sich die Lebensqualität im Kontext der Schweizer Landwirtschaft definieren und messen lässt. Zu diesem Zweck wurden zuerst die für Schweizer Landwirte relevante Lebensbereiche identifiziert und anschliessend eine Methode entwickelt, wie sich die Zufriedenheit in diesen Bereichen erheben lässt. Ein wichtiges Charakteristikum ihres Vorschlags besteht darin, dass nicht nur die Zufriedenheit mit den einzelnen Lebensbereichen abgefragt wird, sondern ebenso wie wichtig diese Lebensbereiche sind. So kann der subjektiven Wertung der Lebensqualität noch besser Rechnung getragen werden.

Für die im Auftrag des BLW durchgeführte Befindlichkeitsbefragung wurden im Laufe der Zeit einige Lebensbereiche leicht angepasst bzw. unbenannt oder durch andere ersetzt. Obwohl die Gründe dafür nicht bekannt sind wird vorgeschlagen, die Lebensbereiche gemäss der neusten Befindlichkeitsbefragung des BLW zu definieren.

Wie erwähnt, werden jedem der identifizierten Lebensbereiche sowohl eine Aussage zur Wichtigkeit als auch der Zufriedenheit zugeordnet. Zur Berechnung des sogenannten Lebenszufriedensindex werden diese beiden Ausprägungen umcodiert und anschliessend für die einzelnen Lebensbereiche miteinander multipliziert (siehe Abbildung 4). Die Ergebnisse können getrennt für die einzelnen Lebensbereiche dargestellt werden. Die allgemeine Lebenszufriedenheit wird durch die Aufsummierung der Resultate aller Lebensbereiche bestimmt. Die Darstellung einzelner Lebensbereiche wird insbesondere dann empfohlen, wenn diese objektive Indikatoren ergänzen. Die objektiven und subjektiven Indikatoren eines spezifischen Lebensbereichs ergänzen sich und können eingesetzt werden, um paradoxe Ergebnisse aufzudecken (Grenz *et al.* 2012c).

So müssen beispielsweise lange Arbeitszeiten nicht zwingend mit einer subjektiven negativen Einschätzung der Freizeit zusammenhängen. Dies zeigt, dass sich das Wohlbefinden nicht alleine durch objektive Indikatoren abdecken lässt, sondern aufgrund der individuellen Wertung von Wichtigkeit und Zufriedenheit stets auch subjektive Indikatoren miteinzubeziehen sind.

Tabelle 32: Indikator SW1.

Indikatorbezeichnung	SW1
Komponente der SW-Dimension	Wichtigkeit und Zufriedenheit von Lebensbereichen
Betroffene Stakeholder	Betriebsleiter/Familie
Fragestellung	<p>Wie wichtig sind Ihnen die einzelnen Lebensbereiche? Sind Sie sehr wichtig, wichtig, unbestimmt, unwichtig oder völlig unwichtig?</p> <p>Wie schätzen Sie Ihre aktuelle Zufriedenheit in den einzelnen Lebensbereichen ein? Sind Sie sehr zufrieden, zufrieden, unbestimmt, unzufrieden oder sehr unzufrieden bezüglich der folgenden Lebensbereiche:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Erwerbsarbeit - Ausbildung (z. B. abgeschlossene Lehre) - Weiterbildung (z. B. Kurse) - Einkommen - allgemeiner Lebensstandard (z. B. Wohnungsausstattung) - Familie - soziales Umfeld - stabile politische und wirtschaftliche Rahmenbedingungen - Freizeit - Gesundheit - genügend Zeit haben - kulturelles Angebot
Ausprägungen	<p>Wichtigkeit: „sehr wichtig“, „wichtig“, „unbestimmt“, „unwichtig“, „völlig unwichtig“</p> <p>Zufriedenheit: „sehr zufrieden“, „zufrieden“, „unbestimmt“, „unzufrieden“, „sehr unzufrieden“</p> <p>Die Werte müssen anschliessend umcodiert werden (siehe Abbildung 4)</p>
Vorgeschlagener Leistungsreferenzwert	<p>Der absolute Leistungsreferenzwert ist sowohl bei den einzelnen Lebensbereichen als auch bei der Aggregation aller Lebensbereiche gleich Null, da dieser Wert die Schwelle zwischen Zufriedenheit und Unzufriedenheit definiert. Höhere Werte weisen auf eine höhere Lebensqualität hin. Neue Erhebungen können mit den Resultaten aus der Befindlichkeitsbefragung verglichen werden und somit auch als Referenzwerte eingesetzt werden. Dies erlaubt neu gewonnene Resultate sowohl mit allgemeinen Werten aus der Landwirtschaft als auch der Referenzbevölkerung zu vergleichen (siehe BLW (2013)).</p>
Begründung der Indikatorwahl	<p>Der oben vorgestellte Ansatz zur Messung der Lebensqualität wurde bereits mehrmals erfolgreich in der Praxis eingesetzt, was auf eine hohe Aussagekraft schliessen lässt. Zudem liegen durch die regelmässige Erhebungen im Auftrag des BLW Vergleichsdaten von anderen Landwirten und einer Referenzbevölkerung vor, die als relative Leistungsreferenzwerte verwendet werden können.</p>

Berechnung des Lebensqualitätsindex

Umcodierung Wichtigkeit		Umcodierung Zufriedenheit	
sehr unwichtig	0,2	sehr unzufrieden	-3
unwichtig	0,4	unzufrieden	-1,5
unbestimmt	0,6	unbestimmt	0
wichtig	0,8	zufrieden	+1,5
sehr wichtig	1	sehr zufrieden	+3

Der Lebensqualitätsindex ist die Summe der Produkte über alle 12 Lebensbereiche: Zuerst wird der jeweilige Code bzw. Wert für die Einschätzung der Wichtigkeit eines Lebensbereiches mit dem jeweiligen Code bzw. Wert für die Einschätzung dessen Zufriedenheit multipliziert und anschliessend werden diese 12 Ergebnisse addiert.

Der Lebensqualitätsindex beträgt maximal 36 Punkte, wenn alle 12 Lebensbereiche mit «sehr wichtig» und «sehr zufrieden» eingeschätzt werden, und minimal -36, wenn alle 12 Lebensbereiche von einer Person mit «sehr wichtig» und «sehr unzufrieden» beurteilt werden. Schätzt eine Person ihre Zufriedenheit in allen 12 Lebensbereichen als «unbestimmt» ein, so liegt ihr Lebensqualitätsindex bei 0.

Abbildung 4: Berechnung des Lebensqualitätsindex (BLW 2013)

3.5 Evaluation der Indikatoren

3.5.1 Vollständigkeit („completeness of scope“)

Wie in den bisherigen Ausführungen dargelegt, ist es schwierig, die soziale Dimension der Nachhaltigkeit zu definieren. Deshalb ist auch deren objektive Messung und Bewertung nicht einfach. In dieser Studie wird vorgeschlagen, zur Messung der sozialen Nachhaltigkeit das Well-being Konzept der OECD heranzuziehen. Obwohl das Wohlbefinden eine sehr wichtige – wenn nicht die wichtigste – Komponente der sozialen Nachhaltigkeit darstellt, dürfen diese beiden Konzepte nicht gleichgestellt werden. Durch die vorgeschlagenen Indikatoren lässt sich deshalb die soziale Nachhaltigkeit nicht vollständig erfassen, sondern lediglich deren (zwar sehr) wichtige Well-being Komponente.

Aus Gründen der Operationalisierbarkeit ist es nicht möglich das gesamte Wohlbefinden der Stakeholder zu erfassen. Dies ist einerseits auf die Beschränkung der Dimensionen des OECD Well-being Konzepts zurückzuführen, andererseits aber auch auf die Betonung bestimmter Aspekte innerhalb der Well-being Dimensionen. Diese Fokussierung ist aus Gründen der Operationalisierbarkeit nicht zu vermeiden. Wichtig bleibt deshalb zu betonen, dass die vorgeschlagenen Indikatoren zwar wichtige Komponenten des Wohlbefindens aufzeigen, aber niemals alle Aspekte der sozialen Nachhaltigkeit erfassen können.

Da nur die Betriebsleiter befragt werden, muss das Wohlbefinden weiterer Stakeholder indirekt erfasst werden. Dies ist jedoch nur bei objektiven, nicht aber bei subjektiven Indikatoren möglich. Da die Forschung das subjektive Wohlbefinden als zentrale Komponente identifiziert hat, kann deshalb das Wohlbefinden lediglich auf der Stufe der Betriebsleiter genügend erfasst werden.

Um die Praxistauglichkeit zu gewährleisten, muss die Anzahl der vorgeschlagenen Indikatoren begrenzt werden. Deshalb bezieht sich das vorgeschlagene Indikatorenset in erster Linie auf die internen Stakeholder, während die externen Stakeholder lediglich am Rande berücksichtigt werden. Zudem lässt sich das Wohlbefinden externer Stakeholder nur bis beschränkt feststellen, da die Projektvorgabe nur die Befragung des Betriebsleiters zulässt. Aber auch innerhalb der Gruppe der internen Stakeholder gibt es Unterschiede. So wird das Wohlbefinden der familienfremden Angestellte besser als das der familieneigenen Arbeitskräfte abgebildet, da bei den familienfremden Arbeitskräften Löhne, Arbeitszeiten oder Ferien in der Regel vertraglich geregelt sind, was für die familieneigenen Arbeitskräften oft nicht zutrifft. Für eine Erfassung des Wohlbefindens familieneigener Arbeitskräfte müssten diese unter Einbezug subjektiver Indikatoren direkt befragt werden.

Das OECD Well-being Framework betrachtet nicht nur das Wohlbefinden der heutigen Generation, sondern versucht mittels des Kapital-Ansatzes auch das Wohlbefinden zukünftiger Generationen einzubeziehen. Die vorgeschlagenen Indikatoren decken in erster Linie das Wohlbefinden der aktiven Generation ab. Einige der vorgeschlagenen Indikatoren üben aber durchaus einen gewissen Einfluss auf künftige Generationen aus

(z. B. Weiterbildung, soziale Beziehungen, Vorsorge). Für eine aussagekräftigere Erhebung des Wohlbefindens künftiger Generationen müssen Indikatoren entwickelt werden, welche die Idee der Kapitale (ökonomisches, kulturelles und soziales Kapital) aufnehmen. Aus Gründen des Umfangs und der Operationalisierbarkeit bleiben diese im Rahmen dieser Studie aber unberücksichtigt.

3.5.2 Bewertung der Robustheit und Unsicherheiten

Eine verständlich formulierte Frage für die Robustheit sehr wichtig. Nur wenn die Frage genügend klar gestellt wird, wird diese von verschiedenen Betriebsleitern gleich verstanden. Für eine Optimierung der Fragestellungen wird deshalb dringend empfohlen, die Indikatoren in der Praxis zu testen und bei Bedarf weiter zu optimieren und anzupassen.

Zusätzlich zu unmissverständlichen Fragen ist es wichtig, dass diese ehrlich beantwortet werden. Da die Betriebsleiter die Daten selber erheben, besteht eine gewisse Gefahr, dass diese die soziale Situation verzerrt wiedergeben. Dieses Problem kann (zumindest teilweise) durch eine klare Kommunikation des Zwecks der Erhebung vermieden werden. Negative Ergebnisse dürfen keine nachteiligen Konsequenzen nach sich ziehen. Für objektive Indikatoren ist es angebracht, diese stichprobenartig auf dem Betrieb zu kontrollieren.

Die vorgeschlagenen Leistungsreferenzwerte sind mit grosser Vorsicht zu verwenden und benötigen noch weitere Abklärungen, insbesondere auch, weil es schwierig ist, absolute Leistungsreferenzwerte festzulegen und diese als Schwellenwerte für eine soziale Nachhaltigkeit zu nutzen. Leistungsreferenzwerte müssen immer konzeptbezogen ausgearbeitet werden. Zudem bestehen gewisse Wechselwirkungen zwischen den einzelnen Referenzwerten. Einige Indikatoren der sozialen Nachhaltigkeit sind subjektiver Natur und lassen sich deshalb nicht in einem absoluten Massstab abbilden. Während für Indikatoren mit den Antwortausprägungen Ja/Nein Referenzwerte recht einfach definiert werden können (eine positiv beantwortete Frage weist häufig auf einen positiven Beitrag zum Wohlbefinden des Stakeholders hin), ist dies bei Fragen mit mehreren Antwortmöglichkeiten schwieriger. Der relative Beitrag zum Wohlbefinden der Stakeholder kann zwar aufgezeigt werden: So ist es plausibel, dass sich das Wohlbefinden zunehmend erhöht, je häufiger eine das Wohlbefinden positiv beeinflussende Aktivität auftritt. Schwieriger ist es hingegen zu bestimmen, wie häufig eine Aktivität eintreten muss, damit diese als sozial nachhaltig bewertet wird. Diese Aufgabe ist insbesondere auch bei Indikatoren mit kontinuierlichem Verlauf (wie etwa dem Arbeitsverdienst) äusserst anspruchsvoll.

Es wird deshalb empfohlen, Leistungsreferenzwerte vorsichtig einzusetzen und wenn möglich keine absoluten Schwellenwerte zu definieren und in Studien zu verwenden.

3.5.3 Reproduzierbarkeit

Bei den quantitativen und semi-quantitativen Indikatoren sollte die Reproduzierbarkeit gegeben sein. Bei den subjektiven Indikatoren dürfte eine Reproduzierbarkeit der Resultate in der Regel schwierig sein. Dies ist jedoch nicht als Schwäche zu interpretieren, sondern liegt in der Natur der Subjektivität. Da es wichtig ist, subjektive Kriterien für das Wohlbefinden zu berücksichtigen, darf fehlende Reproduzierbarkeit nicht dazu verleiten, subjektive Indikatoren aus der Bewertung auszuschliessen.

3.5.4 Anwendbarkeit: Kommunizierbarkeit und Praxistauglichkeit

Bei der Auswahl der Indikatoren wurde darauf geachtet, dass diese einfach operationalisierbar sind und sich mit vertretbarem Aufwand erheben lassen. Die meisten Fragen lassen sich einfach beantworten, da diese lediglich eine binäre Antwort (ja/nein) verlangen oder kategorialer Natur sind. Lediglich bei einigen wenigen Indikatoren sind genaue Zahlenwerte gefragt, was die Erhebung aufwändiger macht. Dies gilt insbesondere für die Erhebung der Monatslöhne auf Betrieben mit vielen Angestellten.

Wegen der unterschiedlichen Themenbereiche und Antwortmöglichkeiten (ja/nein, Skalen, Zahlenwerte) ist die Kommunizierbarkeit der sozialen Nachhaltigkeit nicht einfach. Insbesondere die Aggregation einzelner Fragen und die dazu nötige Gewichtung und Normierung durch Leistungsreferenzwerte ist sehr anspruchsvoll und konnte im Rahmen dieser Studie nur ansatzweise angegangen werden (siehe Kapitel 14.7). Von der Definition von absoluten Schwellenwerten zur Abschätzung, ob ein Betrieb als sozial nachhaltig einzustufen ist oder nicht, wird dringend abgeraten.

3.6 Empfehlung

Das vorgeschlagene Indikatorenset erlaubt, das Wohlbefinden der Betriebsleiter recht vollständig abzudecken. Wegen der Projektvorgabe, die Indikatoren ausschliesslich via Betriebsleiter zu erheben, ist die Abschätzung des Wohlbefindens der übrigen internen Stakeholder weniger gut abzuschätzen, da insbesondere das subjektiven Wohlbefinden nicht erhoben werden kann. Wegen der hohen Bedeutung des subjektiven Wohlbefindens wird in künftigen Studien empfohlen, (auch) die übrigen internen Stakeholder direkt in die Befragung einzubeziehen, obwohl dies mit höherem Aufwand verbunden ist. Noch schwieriger ist es, das Wohlbefinden der externen Stakeholder abzuschätzen, da dieses auf Betriebsleiterebene nur sehr unvollständig erhoben werden kann. Hier wird vorgeschlagen, zumindest die wichtigen externen Stakeholder zu befragen oder die externen Stakeholder einer kleinen Teilstichprobe exemplarisch zu befragen.

Für alle Indikatoren gilt, dass diese in einer gut dokumentierten und sorgfältig begleiteten Pilotphase getestet werden müssen. Dabei ist es wichtig, die Indikatoren mit den Stakeholder in einem partizipativen Prozess zu evaluieren und bei Bedarf anzupassen. Dies gilt insbesondere für die Verständlichkeit der Fragestellungen und die Festlegung von Leistungsreferenzwerten.

3.7 Schlussfolgerung und Fazit

Nachdem die Nachhaltigkeit früher lediglich aus einer ökologischen Perspektive betrachtet wurde, hat sich in jüngerer Vergangenheit die Erkenntnis durchgesetzt, dass die soziale und ökonomische Dimension der Nachhaltigkeit als gleichwertige Säulen in einer umfassenden Bewertung der Nachhaltigkeit einbezogen werden müssen.

Es existieren jedoch verschiedene Definitionen der sozialen Nachhaltigkeit. Aus der Definition der Nachhaltigkeit Brundtland folgt jedoch, dass einerseits die Bedürfnisse und andererseits die zur Bedürfnisbefriedigung notwendigen Ressourcen im Zentrum einer Betrachtung von sozialer Nachhaltigkeit stehen müssen. Dieses Ziel lässt sich mithilfe des Grundbedürfniskonzepts (inklusive dessen Weiterentwicklungen) sowie dem Konzept des Sozialkapitals erreichen. Zentrale Punkte dieser Konzepte werden vom Well-being Konzept aufgegriffen. Auch wenn Wohlbefinden nicht mit sozialer Nachhaltigkeit gleichgesetzt werden darf, ist das Wohlbefinden eine wichtige – wenn nicht die wichtigste – Komponente sozialer Nachhaltigkeit. Deshalb ist es vernünftig, ein Konzept zu verwenden, welches auf Wohlbefindens fokussiert. Eine aktuelle und breitgefaste Definition von Wohlbefinden liefert die OECD mit ihrem Well-being Framework. Dieses Framework unterteilt das Wohlbefinden in drei materielle und acht immaterielle Dimensionen, wobei sowohl objektive als auch subjektive Indikatoren zur Erhebung des Wohlbefindens herangezogen werden. Zudem wird nicht nur das Wohlbefinden der aktuellen Generation berücksichtigt, sondern durch den Kapitalansatz auch das Wohlbefinden zukünftiger Generationen. Während das OECD Well-being Framework eine gute Grundlage zur Erhebung des allgemeinen Wohlbefindens liefert, lässt sich dadurch keine direkte Verbindung zwischen Geschäftsaktivitäten und den Auswirkungen auf das Wohlbefinden der Stakeholder ableiten. Das Konzept des „Social Impacts“ ist in der Lage, diese Verknüpfung ausreichend genau zu beschreiben.

In dieser Studie wird nach einer konzeptionellen Herleitung eines brauchbaren Systems zur Abschätzung der sozialen Nachhaltigkeit konkretisiert, welche Aspekte der sozialen Nachhaltigkeit in die Bewertung aufgenommen werden sollen. Zu diesem Zweck wurden mit einem Stakeholder-Mapping die beteiligten Stakeholder identifiziert. Anschliessend werden Kriterien definiert, welche die ausgewählten Indikatoren erfüllen müssen. Eine kritische Durchsicht verschiedener Indikatorensysteme anhand der Kriterienliste zeigte, dass nur wenige Indikatoren die aufgestellten Kriterien vollständig erfüllen. Deshalb mussten für die Erstellung eines geeigneten Indikatorensets für Schweizer Betriebe neue Indikatoren entwickelt werden oder aber bestehende angepasst und modifiziert werden.

Wegen konzeptioneller Schwierigkeiten und den gegebenen Restriktionen (Befragung nur via Betriebsleiter) erlaubt das in dieser Studie erarbeitete Indikatorenset keine vollständige Erhebung der sozialen Nachhaltigkeit. Die vorgeschlagenen Indikatoren ermöglichen jedoch einen guten und breiten Einblick in die soziale Nachhaltigkeit einiger wichtiger Stakeholder und dienen als gute Grundlage für eine künftige Weiterentwicklung des Indikatorensets, indem beispielsweise die Befragung auf weitere Stakeholder ausgedehnt wird.

Zum Schluss soll nochmals betont werden, dass es sich bei den erarbeiteten Indikatoren und insbesondere den Leistungsreferenzwerten um einen ersten gut durchdachten Vorschlag handelt, der aber unbedingt einem Praxistest unterzogen werden muss. Erst diese Pilotphase erlaubt es, die Operationalisierbarkeit zu überprüfen und allfällige Anpassungen und Verbesserungen der Indikatoren in die Wege zu leiten.

4 Arbeitsbelastung

Jessica Werner, Christina Umstätter, Matthias Schick

4.1 Einleitung

Um die soziale Nachhaltigkeit ausreichend abbilden zu können, muss auch die Arbeitsbelastung in der Landwirtschaft berücksichtigt werden. Eine ausgewogene Work-Life-Balance wirkt sich positiv auf die psychische und physische Konstitution des Menschen aus. Jedoch nimmt die Arbeitsbelastung in der Landwirtschaft stetig zu. Obwohl ein Normalarbeitsvertrag im Kanton Zürich eine 55-Stunden-Woche für die Beschäftigung in der Landwirtschaft vorsieht, können die tatsächlichen Arbeitszeiten mit einer Flexibilität der Arbeitszeit zu Arbeitsspitzen (AGRIMPULS 2014) durchaus höher liegen. Das Schweizer Bundesamt für Statistik fand heraus, dass die wöchentliche Arbeitszeit bei etwa 60 Stunden für Schweizer Landwirte liegt (BLW 2013). Auf einen ähnlichen Wert kommen Rossier und Reissig (2014) in ihrer Zeitbudget Studie.

Laut der Studie „Frauen in der Landwirtschaft“ (BLW 2012) nennen die Schweizer Bäuerinnen in der Untersuchung vor allem die aktuelle Agrarpolitik, die Wirtschaftslage und den Zeitdruck als am stärksten belastende Stressoren. Wenn solche Stressfaktoren dauerhaft vorliegen, kann der Stress chronisch werden und krank machen. Die Betroffenen können u.a. unter Rückenschmerzen und Kopf- oder Gesichtsschmerzen leiden (BLW 2010a).

Aber nicht nur die negativen Folgen für die Gesundheit bei nicht ausreichender Regenerationszeit sind für die Nachhaltigkeit der Betriebe von Bedeutung. Auch die Tatsache, dass der Mangel an Pufferzeiten auf einem Betrieb für Krisenzeiten keinen Spielraum mehr zulässt, kann die Widerstandsfähigkeit eines Betriebes verringern.

Deshalb ist im Rahmen dieses Projektes ein Nachhaltigkeitsindikator „Arbeitsbelastung“ als Basis für die Bewertungsgrundlage landwirtschaftlicher Betriebe entwickelt worden. Dieser Indikator sollte einfach zu erheben, aber trotzdem allgemeingültig und aussagekräftig sein. Im Folgenden wird ein möglicher Ansatz aufgezeigt.

4.2 Relevanz des Themas für die Nachhaltigkeit

Wie bereits im Kapitel 3 deutlich gemacht wurde, können die unterschiedlichen Bereiche der sozialen Nachhaltigkeit sehr umfangreich diskutiert und abgebildet werden. Dabei ist die sogenannte Work-Life-Balance für ein sozialverträgliches Arbeitsumfeld von besonderer Bedeutung. Eine nachhaltige Arbeitsbelastung ist die Basis für eine gesunde Work-Life-Balance.

Eine zu hohe Arbeitsbelastung innerhalb eines Betriebes wirkt sich negativ auf Regenerationszeiten und den Ferienanspruch aus. In verschiedenen Normalarbeitsverträgen der Landwirtschaft unterschiedlicher Kantone werden 4-5 Wochen je nach Altersstufe bei Angestellten als Ferien ausgewiesen. Unter diese Regelung fallen selbständige landwirtschaftliche Betriebsleiter nicht. Trotzdem sind Regenerationszeiten in dieser Position ebenso wichtig. In einer Studie aus Österreich gaben nur 20 % der Milchviehhalter an mindestens eine Woche im Jahr in die Ferien zu gehen (Wiesinger 2005). Diese Tatsache könnte im Rahmen der schweizerischen Landwirtschaft über den Indikator WL5 „Ferien Betriebsleiter“ (siehe Kapitel 3.4) abgebildet werden.

Ausserdem wurde in einer Untersuchung von Wagner (2011) festgestellt, dass 58 % von 195 befragten Landwirten eine psychosoziale Belastung in Form eines Burn-outs aufweisen. Vor allem fehlende Erholung zusammen mit Unzufriedenheit mit der Arbeit, Sorgen um die Wirtschaft / Marktpreise und familiäre Sorgen gelten als begründende Faktoren für 31 % der auftretenden „Burn-out“-Fälle der Betriebsleiter in der genannten Studie.

Als weitere besorgniserregende Tatsache zeigt sich die hohe Suizidrate der Landwirte im Vergleich zu anderen Berufsgruppen. Watzka (2008) beschrieb in seinem Buch sogar, dass Landwirte die am höchsten gefährdetste Berufsgruppe sind, mit einer Rate von 53 Suizidfällen auf 100 000 Personen und Jahr. Im Vergleich dazu wurde in der Berufsgruppe der in Dienstleistungen beschäftigten Männer eine Rate von 8-18 Suizidfälle pro 100 000 Personen und Jahr erfasst. Im internationalen Vergleich mit Südastralien erreichen die Landwirte eine Rate von 33.8 Suiziden pro 100 000 Einwohner (Miller und Burns 2008).

Die Ergebnisse der unterschiedlichen Studien zeigen auf, dass im Bereich der sozialen Nachhaltigkeit grosser Handlungsbedarf besteht. Deshalb wird in dem folgenden Abschnitt als spezifischer Teil der sozialen Dimension ein Indikator zur Bewertung der Arbeitsbelastung untersucht.

4.3 Überblick

Die Erfassung der Arbeitszeit kann in finale und kausale Methoden unterteilt werden. Bei den finalen Methoden wird die Arbeitszeit mit bestmöglichem Ergebnis geschätzt, während bei der kausalen Methode die Arbeitszeit gemessen wird. Dadurch erzielt man einen genaueren Überblick über den tatsächlichen Arbeitszeitbedarf, bzw. -aufwand. Der Nachteil der kausalen Methodik liegt in dem hohen Zeitbedarf für die Erhebung, sowie eine mögliche Verzerrung durch die Tatsache, dass die Arbeitsperson sich beobachtet fühlt und demnach die Aufgabe möglicherweise korrekter oder schneller, oder auch bewusst langsamer erledigt. Bei der finalen Methode erfolgt in der Regel eine Verzerrung durch eine Unter- oder Überschätzung des Arbeitsaufwandes. Die Software ART-Arbeitsvoranschlag (Agroscope, Ettenhausen, Schweiz) ist ein arbeitswirtschaftliches Kalkulationssystem, das auf arbeitswirtschaftlichen Kennzahlen basiert. Mit Hilfe des Arbeitsvoranschlags kann der Arbeitszeitbedarf für landwirtschaftliche Betriebe anhand von Modellen ermittelt werden. Dies gibt einen Hinweis, wie viele Arbeitskräfte auf dem Hof benötigt werden. Allerdings muss man hier beachten, dass der Arbeitszeitbedarf durch Modelle berechnet wird und nicht der tatsächliche Arbeitszeitaufwand. Unter dem Arbeitszeitbedarf versteht man die standardisierte Arbeitszeit, die benötigt wird, wenn Arbeitsverfahren gemäss der modellierten Arbeitszeitelemente durchgeführt werden. Der tatsächliche Arbeitszeitaufwand ergibt sich dann durch Berücksichtigung zusätzlicher Unregelmässigkeiten, die nicht im Zeitelement-Modell berücksichtigt werden (z. B. technische Probleme, Geschwindigkeit bei der Arbeitserledigung, etc.).

Eine weitere Möglichkeit einen Überblick über die vorherrschende Situation in Bezug auf Arbeitskräfte zu erlangen ist die statistische Auswertung von AGIS-Daten (Agrarinformationssystem-Datenbank). Die Landwirte machen bei Erfassung der Betriebsdaten ebenfalls Angaben zu den Arbeitskräften auf dem Hof. Dabei werden die Arbeitskräfte in verschiedenen Kategorien und Arbeitspensumskategorien in % angegeben. Durch die einmal jährliche, selbstständige Eingabe besteht jedoch die Gefahr, dass die Daten nicht aktualisiert werden oder die persönliche Einschätzung des Arbeitspensums abweicht. Die Angaben zum Pensum sollen sich laut AGIS Vorgabe daran orientieren, dass ein 100%-Pensum 51 Arbeitsstunden pro Woche entspricht. Eine weitere Grösse zur Bewertung der Arbeit sind die SAK-Zahlen. Diese definieren sich so, dass die Standardarbeitskraft (SAK) ein Mass zur Messung der Grösse eines Betriebes ist. Mit dem Umweg über die Arbeit werden die verschiedenen landwirtschaftlichen Aktivitäten (Pflanzenbau, Tierhaltung) vergleichbar und vor allem addierbar gemacht. Dabei werden nicht nur die Feld- und Stallarbeiten, sondern auch Sonder- und Betriebsführungsarbeiten berücksichtigt (BLW 2015a).

Durch die zusätzliche Berücksichtigung des SAK-Faktors, begründet auf den unterschiedlichen Arbeitszeitbedarf bei verschiedenen Einheiten eines Betriebes (z. B. landwirtschaftliche Nutzfläche oder Anzahl Milchkuhe), lässt sich eine exaktere Bemessung der Betriebsgrösse erreichen. Eine SAK bezieht sich auf eine Jahresarbeitszeit von 2800 h. Ab 2016 werden durch eine Reformierung auf Grund des technischen Fortschrittes neu 2600 h pro SAK geltend gemacht. Deshalb wird im Folgenden bei der Berechnung von 2600 h pro SAK ausgegangen.

4.4 Beschreibung der Indikatoren

Die Berechnung des Nachhaltigkeitsindikators für die Arbeitsbelastung in der Landwirtschaft erfolgt durch drei potentielle Kenngrössen, die im Projektantrag vorgegeben waren:

- Tatsächlich auf den Betrieben vorhandene Arbeitskraft (AK) laut AGIS-Datenbank
- Berechneter Arbeitszeitbedarf laut Globalem Arbeitsvoranschlag (ART-Arbeitsvoranschlag)
- Zahlen der Standardarbeitskräfte für den Betrieb (SAK-Zahlen) laut BLW-Rechner

Die Rohdaten zur Berechnung des Arbeitszeitbedarfes, sowie zur Bestimmung der tatsächlich auf den Betrieben vorhandenen Arbeitskräften, wurden anonymisiert aus der Agrarinformationssystem (AGIS)-Datenbank des BLW (Bundesamt für Landwirtschaft) bereitgestellt.

Zur Festsetzung der Anzahl der tatsächlich auf dem Betrieb vorhandenen Arbeitskräfte wurden die Kategorien der AGIS-Datenbank zusammenfassend vereinfacht. Demnach wurde nur die angegebene Arbeitszeit

berücksichtigt und nicht die Art der Arbeitskraft (z. B. Betriebsleiter, Familienangehörige Frauen). Informationen zum Arbeitspensum waren in der Datenbank in Klassenbreiten von > 50 %, 50-74 % und < 74 % gespeichert. Für die Berechnungen wurde der Mittelwert der Prozentsatzspanne gebildet (Anhang 4).

Der Arbeitszeitbedarf der landwirtschaftlichen Betriebe wurde mit Hilfe des Globalen Arbeitsvoranschlags berechnet (Riegel und Schick 2007). Dazu musste der Tierbestand aus der AGIS-Datenbank vereinfacht in folgende Kategorien eingeteilt werden: Milchkühe, Mutterkühe, Aufzuchtinder, Mastrinder und Kälber. Die Einteilung erfolgte bei allen Betrieben standardisiert (Anhang 5). Auch die Flächenbewirtschaftung war in die Berechnung des gesamten Arbeitszeitbedarfes mit eingeflossen. Dabei wurde ein mittlerer Mechanisierungsgrad für die Bewirtschaftung der Betriebe angenommen. Auch die Kategorien der einzelnen Flächen mussten für die Berechnungen angepasst werden (Anhang 6).

Für Flächen, die nicht in die Kategorien des Globalen Arbeitsvoranschlags gepasst haben, wurden aus verschiedenen Quellen Zahlen zum Arbeitszeitbedarf entnommen (Meier *et al.* 2012; AGRIDEA 2015; Wirth *et al.* 2015). Diese Werte wurden manuell zur berechneten Anzahl AK h/Jahr aufsummiert. Flächen, die nicht zur landwirtschaftlichen Nutzfläche gehörten wie z. B. Hausgärten oder Land, welches in naher Zukunft als Bauplatz genutzt wird, wurden im Rahmen der Berechnung nicht berücksichtigt. Weiteren Flächen, die aufgrund der nichtigen Grösse irrelevant waren, sind ebenfalls nicht in die Berechnung des Arbeitszeitbedarfs der Modellbetriebe eingeflossen (Anhang 7).

Aus der Summe des berechneten Arbeitszeitbedarfs, sowie der manuell hinzugefügten Anzahl an Arbeitskraftstunden pro nicht in der Software verfügbaren Fläche, ergibt sich demnach der berechnete Arbeitszeitbedarf. Weitergehend wird dann, um die berechneten Werte ins Verhältnis setzen zu können, der berechnete Arbeitszeitbedarf durch 2600 Stunden geteilt. Der Wert „2600 Stunden“ lehnt sich an die neu definierte Jahresarbeitszeit eines Landwirts ab 2016 zur Definition einer Standardarbeitskraft (SAK) an. Ausserdem lässt sich die Wochenarbeitszeit von 50 Stunden in etwa mit dem Arbeitspensum, das bei der Erfassung der Arbeitskräfte in der AGIS-Datenbank vorausgesetzt wird, vergleichen.

Die Berechnung der SAK-Zahlen erfolgte unter Zuhilfenahme des SAK-Rechners des BLW (Stand 01.01.2014). Für die Berechnung wurden die Daten der AGIS-Datenbank mit der Vollzugshilfe Merkblatt Nr. 6 Flächenkatalog/Beitragsberechtigung 2015 des BLW (Stand 30.10.2014) in Kategorien eingeteilt (Anhang 8). Eine Unterteilung erfolgte zwischen Landwirtschaftlicher Nutzfläche (LN), Spezialkultur, Wald oder Rebenanbau. Obstbäume wurden ebenfalls berücksichtigt. Im Falle der Biobetriebe wurde die landwirtschaftliche Nutzfläche um 20 % vergrössert (LBV 1998, Art. 3, 2c 3.).

Bei Bergbetrieben ist eine standardisierte Methodik zur Berücksichtigung der Hang- und/oder Steillagenzulagen entwickelt worden, da aus der AGIS-Datengrundlage nicht bekannt ist, welche Flächen des jeweiligen Betriebes Hang- bzw. Steillagenzuschläge erhält. Dabei erfolgte zuerst die Berechnung der SAK-Zahl ohne Hang- oder Steillagenzuschläge, danach mit der maximalen hangzuschlagsberechtigten Fläche, und zusätzlich mit der maximalen steilzulagenberechtigten Fläche, jeweils nach festgesetzter Einteilung in der Vollzugshilfe. Aus diesen drei unterschiedlichen Werten wurde dann der Mittelwert bestimmt, der jeweils dem Wert für die Ergänzung der SAK-Zahl unter Berücksichtigung der maximalen hangzuschlagsberechtigten Fläche entsprach.

Danach wurden die Korrelationen zwischen den einzelnen berechneten Parameter: benötigte Arbeitskräfte laut Globalem Arbeitsvoranschlag, tatsächliche Arbeitskräfte laut AGIS-Daten und die SAK-Zahl bestimmt (Tabelle 33).

Tabelle 33: Spearman Rangkorrelationskoeffizient (ρ) für die verschiedenen Arbeitskräfte-Parameter.

benötigte AK zu tatsächliche AK		
alle Daten	Tal	Berg (inkl. Zuschlag)
0.39	0.44	0.42
benötigte AK zu SAK		
alle Daten	Tal	Berg (inkl. Zuschlag)
0.91	0.91	0.91

tatsächliche AK zu SAK		
alle Daten	Tal	Berg (inkl. Zuschlag)
0.38	0.49	0.27

Trotz der hohen Rang-Korrelation von $\rho = 0.91$ zwischen benötigten Arbeitskräften und SAK-Zahlen wurden die SAK-Zahlen bei der Entwicklung des Nachhaltigkeitsindikators nicht weiter berücksichtigt, da die SAK-Zahlen lediglich auf Basis der kompletten landwirtschaftlichen Nutzfläche berechnet werden und sich demnach eine Reduktion der Information und Genauigkeit ergibt.

Indikatorentwicklung

Zur Bestimmung eines einfachen und leicht zu erhebenden Nachhaltigkeitsindikators wird vorgeschlagen, das Verhältnis von benötigten zu auf dem Betrieb vorhandenen Arbeitskräften zu nutzen. Dieser Nachhaltigkeitsindikator für die Arbeitsbelastung (NIA) gibt einen Anhaltspunkt über die betriebliche Situation hinsichtlich der zeitlichen Arbeitsbelastung.

$$NIA = \frac{\text{benötigte Arbeitskräfte}}{\text{auf dem Betrieb vorhandene Arbeitskräfte}} \quad 1$$

Analyse des Indikators

Im Rahmen einer ersten Analyse der Machbarkeit des Nachhaltigkeitsindikators wurden je 30 Tal- und 30 Bergbetriebe mit ausschliesslicher Milchviehhaltung als Fokusbetriebe berechnet. Innerhalb der Bergbetriebe wurden 6 Bio-Betriebe erfasst. Alle anderen Betriebe im Tal- sowie Berggebiet werden nach ÖLN-Richtlinien bewirtschaftet. Die Lage in unterschiedlichen Bergzonen wurde dabei nicht weiter berücksichtigt.

Bei der Berechnung des Indikators für alle 60 Milchviehbetriebe wurde ein Mittelwert von Nachhaltigkeitsindikator (NIA) = 1.09 bei einer Spannweite von 0.56 bis 3.29 ermittelt. Man kann davon ausgehen, dass bei einem NIA von 1 ein paritäres Verhältnis von benötigter AK laut Arbeitszeitbedarf zu auf dem Betrieb vorhandener AK vorliegt. Dabei sollte aber beachtet werden, dass dies nicht der optimale Zustand ist. Die Anzahl benötigter Arbeitskräfte spiegelt nur den Arbeitszeitbedarf wider, nicht aber den Arbeitszeitaufwand. Demnach sollte mindestens ein Puffer von mindestens 20 % eingeplant werden um vorkommende Eventualitäten wie technische Probleme und Krankheitsausfälle abfangen zu können. Das ausgeglichene Verhältnis von tatsächlichen zu benötigten AK wird in Abbildung 5 und Abbildung 6 in der Klasse „kritische Situation“ aufgeführt. Da eine Unschärfe (Bias) bei der Berechnung mit dem Globalen Arbeitsvoranschlag einberechnet werden sollte, ist ein Puffer von 20 % über 1 ebenfalls dem Bereich der „kritischen Situation“ zugewiesen worden. Insgesamt wurde der Indikator in drei Klassen unterteilt, um den Ansatz zu veranschaulichen. Die Grenzen zwischen den Klassen sind noch nicht abschliessend festgelegt, sondern dienen nur zu Demonstrationszwecken (Tabelle 34).

Tabelle 34: Übersicht über eine mögliche Einteilung des Indikators.

Klasseneinteilung	Beispielhafte Grenze (NIA)
Nachhaltig bis Steigerungspotenzial	< 0.8
Kritische Situation	0.8 - 1.2
Potentielle Überbelastung	> 1.2

In Abbildung 5 und Abbildung 6 wird die Verteilung des Indikators der Arbeitsbelastung grafisch dargestellt. Abbildung 5 bezieht sich dabei auf die Talbetriebe während Abbildung 6 nur die Bergbetriebe darstellt. Auffällig ist hierbei die unterschiedliche Verteilung zwischen den Betrieben in unterschiedlichen Höhenstufen. Wenn man von den hier gesetzten Klasseneinteilungen ausgeht, kann man feststellen, dass sich ein grosser Teil der Talbetriebe im Bereich der potentiellen Überbelastung befindet. Im Berggebiet kommt diese Klasse seltener vor. Als mögliche Erklärungen können dabei eine versteckte Arbeitslosigkeit in den Berggebieten angeführt

werden. Weiterhin wäre es denkbar, dass der technische Fortschritt in der Talzone bei der Berechnung nicht ausreichend mit einbezogen wurde. Dies führt dazu, dass wegen fortschreitender Mechanisierung auf den Talbetrieben ein mittlerer Mechanisierungsgrad die Realität zu wenig abbildet und deshalb der Arbeitszeitbedarf vieler Talbetriebe überschätzt wird. Bei einer Berechnung der Talbetriebe mit einem hohen Mechanisierungsgrad wurde ein durchschnittlich 14 %- niedrigerer Arbeitszeitbedarfs festgestellt.

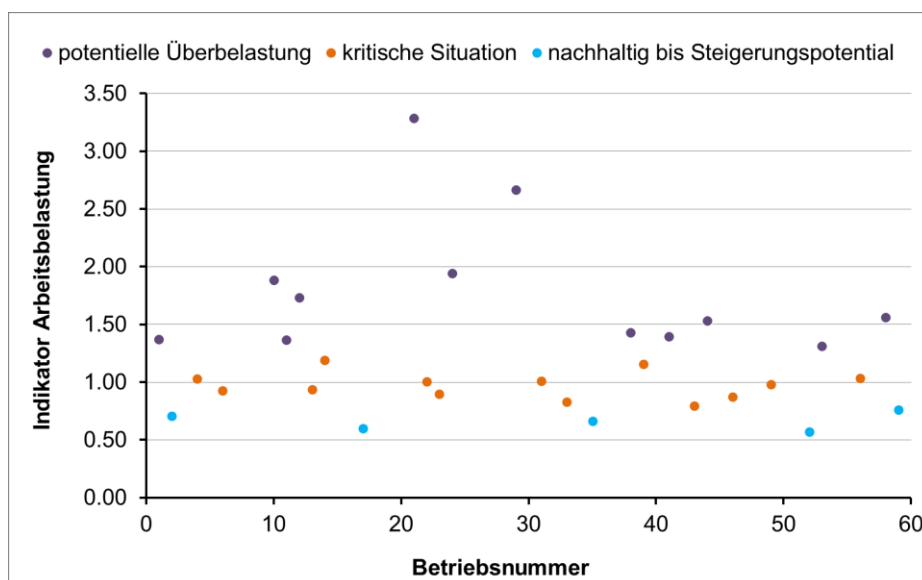


Abbildung 5: Verteilung des Indikators Arbeitsbelastung für 30 Talbetriebe mit der Klassifizierung („nachhaltig bis Steigerungspotenzial“ < 0.8; „kritische Situation“ = 0.8 - 1.2; und „potentielle Überbelastung“ > 1.2).

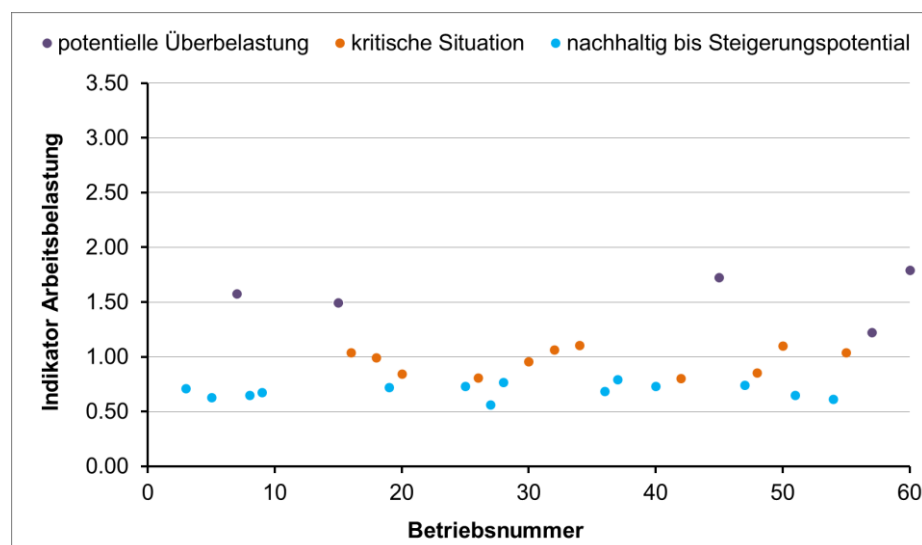


Abbildung 6: Verteilung des Indikators Arbeitsbelastung für 30 Bergbetriebe mit der Klassifizierung („nachhaltig bis Steigerungspotenzial“ < 0.8; „kritische Situation“ = 0.8 - 1.2; und „potentielle Überbelastung“ > 1.2).

In Abbildung 7 wird ein Boxplot der Verteilung des Indikators „Arbeitsbelastung“ dargestellt. Auffällig ist hier, dass die Variation bei den Bergbetrieben deutlich geringer ist, als bei den Talbetrieben und der Median sich mit NIA = 0.81 in einem nachhaltigeren Bereich befindet. Ausserdem ist die Spannweite in den Talbetrieben von NIA = 0.56 bis 3.29 deutlich weiter, als bei Bergbetrieben. Als Erklärung lässt sich die mögliche heterogenere Verteilung im Tal mit verschiedenen Mechanisierungsstufen und Betriebsstrukturen im Gegensatz zu den Berggebieten aufführen.

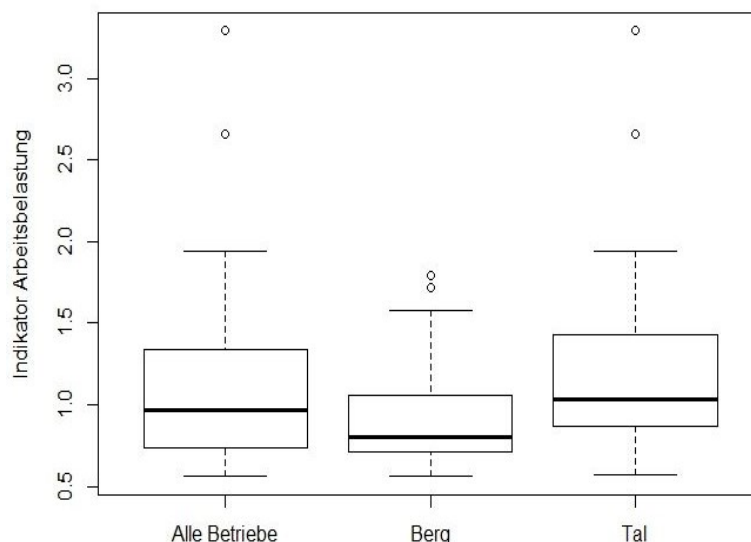


Abbildung 7: Boxplot des Indikators Arbeitsbelastung für die drei folgenden Gruppen: Alle Betriebe, Talbetriebe und Bergbetriebe.

Validierungsstudie

Um die Aussagekraft des Indikators zu überprüfen wurde zusätzlich zu einer ersten Analyse der Machbarkeit des Indikators auf Grund von AGIS-Daten eine Pilot-Validierungsstudie an zehn zufällig ausgewählten Praxisbetrieben mit Milchviehhaltung in der Region Thurgau durchgeführt.

Die Erhebung umfasste folgende Daten:

- Bei einer persönlichen Befragung der Betriebsleiter und Betriebsleiterinnen wurden die im Moment der Befragung auf dem Betrieb vorhandenen Arbeitskräfte, und ihr Arbeitspensum in Prozent, erfasst. Diese Daten wurden zusätzlich zu den AGIS-Daten zu Vergleichszwecken erhoben.
- Ausserdem wurde der Parameter ‚auf dem Hof vorhandene Arbeitskräfte‘, äquivalent zur AGIS-Datenbank, bei der persönlichen Befragung erhoben. Die Einteilung und Berechnung der „tatsächlich auf dem Hof vorhandenen Arbeitskräfte“, entspricht den Angaben in Kapitel „Beschreibung der Indikatoren“.
- Um den Arbeitszeitbedarf zu berechnen wurde von jedem Betrieb das Betriebsdatenblatt bezogen. Auf dem Betriebsdatenblatt sind alle Daten zur Beantragung von Direktzahlungen aufgeführt (Tierzahlen, bewirtschaftete Flächenarten und –grössen). Diese Daten entsprechen den AGIS-Daten und werden gemäss dem beschriebenen Vorgehen im Kapitel 4.4 für die Berechnung des Nachhaltigkeitsindikators genutzt.

Der Nachhaltigkeitsindikator wurde innerhalb dieser zehn Praxisbetriebe nach Formel 1 berechnet. In Abbildung 8 sind die Ergebnisse der Verteilung des Nachhaltigkeitsindikators der Validierungsstudie grafisch dargestellt. Dabei treten nur die beiden Kategorien „potentielle Überbelastung“ und „kritische Situation“ auf. Bei der Datenerhebung ist aufgefallen, dass drei der Betriebe über einen Melkroboter verfügen, der beim Mechanisierungsgrad nicht berücksichtigt wird. Für diese Betriebe trifft die Aussage des NIA nicht zu, da der Arbeitszeitbedarf deutlich niedriger ist. Da sieben von zehn Betrieben über einen Melkstand verfügen, und drei Betriebe über einen Melkroboter, wurden die zehn Betriebe zusätzlich mit dem hohen Mechanisierungsgrad berechnet, um zu prüfen, in wieweit sich der Wert des Indikators verändert (Abbildung 8).

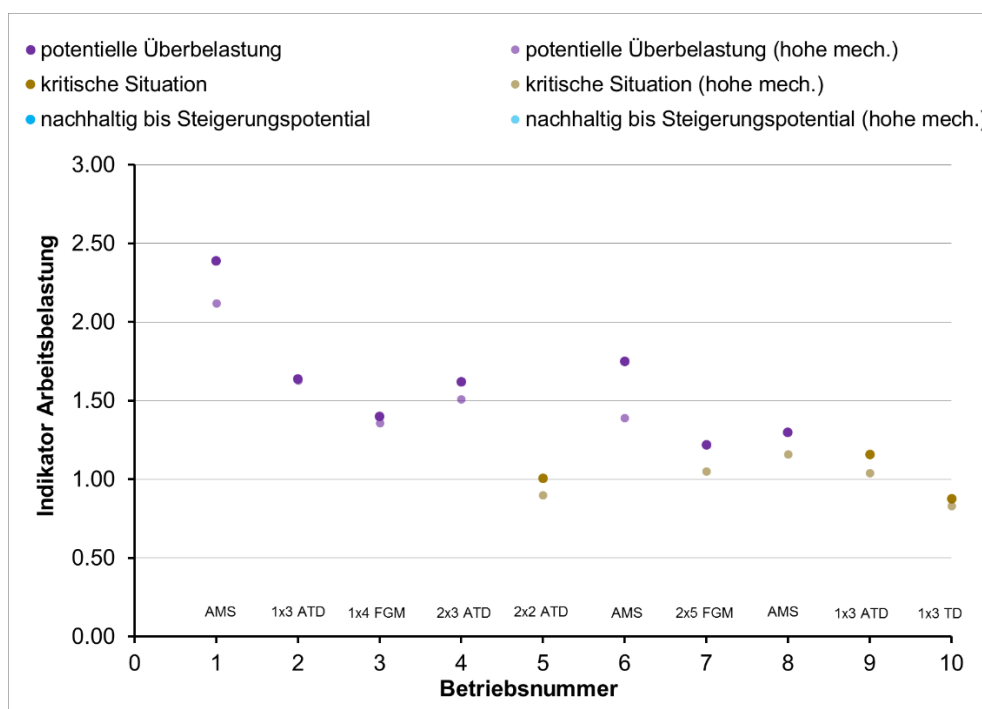


Abbildung 8: Verteilung des Indikators Arbeitsbelastung der zehn Validierungsbetriebe mit der Klassifizierung („nachhaltig bis Steigerungspotenzial“ < 0.8; „kritische Situation“ = 0.8 - 1.2; und „potentielle Überbelastung“ > 1.2) mit verschiedenen Mechanisierungsgraden der Melkverfahren (AMS= Automatisches Melksystem, ATD= Autotandemmelkstand, FGM= Fischgrätenmelkstand, TD= Tandemmelkstand).

4.5 Evaluation der Indikatoren

4.5.1 Bewertung der Robustheit und Unsicherheiten

Der Nachhaltigkeitsindikator zur Arbeitsbelastung bildet in seiner Berechnung den Arbeitszeitbedarf im Verhältnis zu den laut AGIS-Daten vorhandenen Arbeitskräften auf dem Hof ab. Dabei wird anhand der Daten zur Bewirtschaftung der einzelnen Flächen, sowie des Tierbestandes, die im Rahmen der Beantragung der Direktzahlungen erfasst werden, der Arbeitszeitbedarf berechnet. Durch die verfügbaren AGIS-Daten ist nicht ersichtlich, welche Arbeiten durch einen Lohnunternehmer im Rahmen der Bewirtschaftung durchgeführt werden. Der unberücksichtigte Einsatz eines Lohnunternehmers würde aber die Ergebnisse verfälschen. Demnach sollte als Ergänzung bei der Bewirtschaftung der einzelnen Flächen eine zusätzliche Erfassungsmöglichkeit, ob eine ausgelagerte Bewirtschaftung durch Lohnunternehmer vorliegt, gegeben sein.

Eine weitere Unsicherheit in der Berechnung des Arbeitszeitbedarfs ist die Berücksichtigung aller relevanten Einflussgrößen. Alle ermittelten Werte der 60 Pilotbetriebe, sowie der zehn Validierungsbetriebe wurden mit dem Globalen Arbeitsvoranschlag berechnet, der anhand der Flächenangaben, des Tierbestandes und eines grob festgelegten Mechanisierungsgrades den Arbeitszeitbedarf modelliert. Dabei können aber keine weiteren Details, wie Hang/Steillage, Parzellenform oder individueller Mechanisierungsgrad berücksichtigt werden. Bei der Berechnung des Indikators wurden alle Betriebe mit einem mittleren Mechanisierungsgrad berechnet. Dies bedeutet z. B. als Grundlage im Bereich Milchvieh: Rohrmelkanlage, Schwemmkanal und Gitterrost oder im Futterbau: Mähwerksarbeitsbreite 2.8 m und Ladewagenvolumen 17 m³. Diese Werte bilden aber teilweise oder häufig nicht die realen Begebenheiten ab. Demnach wäre es sinnvoll bei einer Erfassung der Flächen ebenfalls den Mechanisierungsgrad der Bewirtschaftung zu erfragen.

Ausserdem werden im Globalen Arbeitsvoranschlag manche Flächen nicht abgebildet, obwohl der Landwirt auch diese bewirtschaftet. Hierzu wurde im Rahmen der Berechnung der veranschlagte Arbeitszeitbedarf aus anderen Quellen manuell zum Gesamtarbeitszeitbedarf hinzugefügt (alle Details sind in Anhang 7 aufgeführt). Dieser Zusatz betrug aber in der gesamten Berechnung nur 4 % aller berechneten Arbeitskraftstunden.

Die Erfassung der Arbeitskräfte, die auf dem Hof vorhanden sind, erfolgt durch Selbsteinschätzung der Betriebsleiter einmal jährlich, im Rahmen der Angaben zur Beantragung der Direktzahlungen. Diese Erfassungsmethode hat ebenfalls grosses Fehlerpotenzial, da sich eventuell Änderungen während des Jahres

ergeben, die nicht mehr berücksichtigt werden. Ausserdem werden die Angaben jährlich automatisch übernommen, demnach muss der Landwirt aktiv keine Änderungen eingeben. Dies wird in der Praxis deshalb eventuell vernachlässigt. Bei der Validierungsstudie wurde versucht diese Unregelmässigkeiten zwischen den Angaben in AGIS und den im Moment auf dem Hof vorhandenen Arbeitskräften abzubilden. Dabei wurde eine Rang-Korrelation nach Spearman von $\rho = 0.80$ ermittelt. Demnach erfassen die AGIS-Daten die Momentaufnahme der zehn Validierungsbetriebe relativ gut. Trotz allem sollte man berücksichtigen, dass die Einteilung der Arbeitskräfte in die verschiedenen Prozentkategorien eine ziemlich hohe Spannweite besitzt, sowie die subjektive Einschätzung der Landwirte im Bereich der Arbeitszeit ebenfalls zu Ungenauigkeiten führen kann. Ein Landwirt hat z. B. angegeben, dass der Betriebsleiter ca. 90 % auf dem Hof und 20 % extern arbeitet. Die Prozentangaben sollten sich auf eine 51-stündige Arbeitswoche beziehen. Ob dies immer so umgesetzt wird ist schwer nachprüfbar. Eine genauere Erfassung der tatsächlich geleisteten Arbeitszeit gestaltet sich aber in der Landwirtschaft schwierig.

4.5.2 Transparenz und Reproduzierbarkeit

Die Berechnung des Indikators ist einfach und leicht nachzuvollziehen. Bei Verfügbarkeit der AGIS-Daten zur Flächenbewirtschaftung und zum Tierbestand, kann man mit Hilfe der Software ART-Arbeitsvoranschlag die Berechnung anhand der oben beschriebenen Methodik jeder Zeit wiederholt werden.

4.5.3 Anwendbarkeit: Kommunizierbarkeit und Praxistauglichkeit

Die Daten aus der AGIS Datenbank sind leicht verfügbar und die Berechnungen mit Hilfe des Globalen Arbeitsvoranschlags können schnell durchgeführt werden. Eine automatisierte Lösung ist hier ebenfalls denkbar. Ein weiterer Schritt wäre ein „Benchmarking-System“ mit dem jeder Landwirt nach Eingabe der Daten direkt sehen kann, wie sein Betrieb im Vergleich zu anderen Jahren oder anderen Betrieben liegt und wo es eventuell Optimierungs- oder Handlungsbedarf gibt. Allerdings sollten noch zusätzliche Parameter erfasst werden, um eine gute Aussagekraft zu gewährleisten. Diese beinhalten Angaben zum Einsatz von Lohnunternehmern und dem Mechanisierungsgrad der Betriebszweige.

4.6 Empfehlung

Ein Nachhaltigkeitsindikator hinsichtlich der Arbeitsbelastung von landwirtschaftlichen Betrieben auf Grundlage der AGIS Datenbank und des Globalen Arbeitsvoranschlags kann grundsätzlich empfohlen werden. Dabei sollten noch zusätzliche Informationen bezüglich der Flächenbewirtschaftung über Lohnunternehmer und dem Mechanisierungsgrad erhoben werden. Des Weiteren könnte man damit auch den teilnehmenden Bäuerinnen und Bauern ein Werkzeug an die Hand geben, um ihren Betrieb im Vergleich zu anderen Betrieben im Sinne eines Benchmarkings beurteilen zu können und Optimierungsmöglichkeiten aufzudecken.

4.7 Schlussfolgerung und Fazit

Insgesamt, hat sich herausgestellt, dass der Indikator durchaus so zu entwickeln ist, dass man wertvolle Informationen hinsichtlich des Arbeitszeitbedarfs sammeln kann. Der Pilotvergleich zwischen Berg- und Talbetrieben hat bereits ein interessantes Ergebnis erbracht und damit einen wertvollen Hinweis bezüglich der Anwendbarkeit gegeben. Weitergehend sollte nun analysiert werden, inwieweit man solch einen Indikator automatisch erfassen kann. Eine Abklärung bezüglich der rechtlichen Lage, und der technischen Möglichkeiten wie man die AGIS Datenbank mit dem ART-Arbeitsvoranschlag verbinden kann, muss noch durchgeführt werden. Des Weiteren sollte noch überprüft werden, wie die Informationen zum Mechanisierungsgrad und der Nutzung von Lohnunternehmern, automatisch erfasst werden können.

5 Tierwohl

Christina Rufener, Nina Keil

5.1 Einleitung

Der Status eines Tieres in einer Gesellschaft ist abhängig von Kultur, Bildungsstand und weiteren soziologischen Faktoren. Im Hinblick auf landwirtschaftliche Nutztiere wurden erste Diskussionen über das Spannungsfeld zwischen Produktion und dem Wohlergehen und Wohlbefinden von Tieren (für diesen Text im weiteren der Einfachheit halber unter dem Begriff „Tierwohl“ subsummiert) erstmals im Jahre 1964 aufgeworfen, als Ruth Harrison in ihrem Buch „Animal Machines“ die damals herrschende Einstellung zu Tieren mit dem alleinigen Zweck zur Produktion von Nahrungsmitteln anzweifelte (Harrison 1964). Im folgenden Jahr erschien der im Auftrag des britischen Landesministeriums angefertigte Brambell-Report (Brambell 1965). Darin wurden erstmals konkrete Forderungen bezüglich der Ansprüche von in menschlicher Obhut gehaltener Tiere geltend gemacht. Diese wurden in den 80er Jahren als die „Fünf Freiheiten“ ausformuliert und umfassen

- Freiheit von Hunger und Durst (*freedom of hunger and thirst*)
- Freiheit von haltungsbedingten Beschwerden (*freedom of discomfort*)
- Freiheit von Schmerz, Verletzungen und Krankheit (*freedom of pain, injury and disease*)
- Freiheit zum Ausleben natürlicher Verhaltensmuster (*freedom to express natural behavior*)
- Freiheit von Angst und Leiden (*freedom of fear and distress*).

Der Begriff Tierwohl (*“animal welfare“*) wurde jedoch erst später eingeführt und als die Fähigkeit eines Tieres, sich an seine Umwelt anzupassen, definiert (Broom 1986). Damit wurde der Grundstein für erste wissenschaftliche Arbeiten zur Tierwohlmessung und -bewertung und damit zur Schaffung eines eigenen Forschungsbereiches gelegt.



Abbildung 9: Drei Perspektiven als Rahmen der Tierwohlbewertung nach Fraser (2008).

Im Hinblick auf Tierwohl spielen Werte und Ideale eine wichtige Rolle. Es kann deshalb nicht von persönlichen und gesellschaftlichen Werten und Idealen gelöst werden und ist folglich seitens der Wissenschaft weder eindeutig definier- noch abschliessend messbar (Mason und Mendl 1993; Fraser 1995; Appleby und Hughes 1997). Um Tierwohl im Rahmen verschiedener Auffassungen beschreibbar zu machen, haben Fraser *et al.* (1997) drei Perspektiven beschrieben, welche bezüglich der Definition der Lebensqualität von Tieren relevant sind: natürliches Verhalten, Gesundheit und Physiologie sowie der Gefühlszustand (Abbildung 9). Die 1965 definierten Fünf Freiheiten decken dabei alle drei Perspektiven ab und dienen noch heute als Grundlage einer ganzheitlichen, mehrdimensionalen Tierwohlbewertung. Das Setzen des Schwerpunktes auf eines der drei Perspektiven liegt dabei im Auge des Betrachters und ist primär abhängig von persönlichen oder beruflich bedingten Werten und Idealen.

Trotzdem können sich diese Perspektiven nicht gegenseitig kompensieren und müssen deshalb als mehrdimensionales Gesamtbild betrachtet werden (Botreau *et al.* 2007a; Botreau *et al.* 2007b; Marchant-Forde 2015). So hat ein extensiv gehaltenes Tier zwar volle Bewegungsfreiheit und kann sich relativ natürlich verhalten, allerdings werden Krankheiten und Verletzungen schwieriger zu behandeln sein. Umgekehrt kann ein in beschränkten Platzverhältnissen gehaltenes Tier kerngesund und optimal gefüttert sein, wohingegen es in diesem Haltungssystem wenig Möglichkeiten hat, natürliches Verhalten auszuleben.

Da Tiere im Gegensatz zum Menschen nicht direkt befragt werden können, kann Tierwohl nur indirekt über geeignete Parameter bewertet werden. Während für die Erfassung von Gesundheit, Physiologie und Verhalten in der Wissenschaft und in der Praxis bereits auf eine Vielzahl von Parametern zurückgegriffen wird, stehen die Erfassung und Bewertung von Emotionen und der Gefühlszustand der Tiere noch nicht lange im Fokus der Forschung (Marchant-Forde 2015).

5.2 Relevanz des Themas für die Nachhaltigkeit

Die Gewährleistung von Tierwohl im Rahmen der Nutztierproduktion ist heutzutage ein gesellschaftliches Anliegen. Immer mehr Menschen definieren ihren Lebensstil über ihre Einstellung zur Ernährung und somit zur Lebensmittel- und Tierproduktion (Broom 2010). Tierwohl wird dabei von verschiedenen Bevölkerungsgruppen anders wahrgenommen und definiert (Lassen *et al.* 2006). Während Produzenten Tierwohl insbesondere mit Gesundheitszustand und Versorgung mit Wasser und Futter assoziieren, priorisieren Konsumenten die Möglichkeit zur Ausübung natürlicher Verhaltensweisen (Sørensen und Fraser 2010). Ausserdem hat das Geschlecht sowie die Herkunft (Stadt / Land) oder die Essgewohnheiten (Vegetarier / Fleischesser) des Konsumenten einen Einfluss auf die Gewichtung der verschiedenen Tierwohlaspekte innerhalb eines Bewertungssystems (Tuytens *et al.* 2010).

Diverse Bereiche des Tierwohls können zudem im Konflikt mit der Produktivität und Wirtschaftlichkeit sowie ökologischen Aspekten stehen. So ist die z. B. intensive Milchviehhaltung mit hohem Krafftutteranteil in der Ration zwar wirtschaftlich (hohe Futtermittelverwertung, gutes Verhältnis zwischen Grundumsatz und Leistung) und ökologisch (verminderter Methanausstoß im Vergleich zu hohem Raufutteranteil), kann aber aufgrund der nicht tiergerechten Fütterung zu Gesundheitsproblemen (v.a. Stoffwechselerkrankungen, Lahmheit), erhöhten Tierarztkosten und verkürzter Nutzungsdauer führen. Die reine Weidehaltung hingegen gewährleistet eine verhaltensgerechte Futteraufnahme und genügend Bewegungsfreiheit, mindert im Vergleich zur Stallhaltung die Ammoniakemissionen, kann aber über einen vermehrten Parasitenbefall mit einem hohem Medikamenteneinsatz und Resistenzbildung gegen Antiparasitika verbunden sein und führt durch den hohen Raufutteranteil zu erhöhten Methanemissionen.

Tierwohl tangiert also alle drei Pfeiler der Nachhaltigkeit – Gesellschaft, Ökologie und Wirtschaftlichkeit. Es gilt deshalb, ein von der Gesellschaft akzeptiertes System zur Tierwohlbeurteilung auszuarbeiten, welches wirtschaftlich und ökologisch tragbar ist. Die Abdeckung aller Aspekte des Tierwohls ist dabei unumgänglich, um die Erwartungen aller Bevölkerungsgruppen erfüllen zu können (Rushen und Passillé 1992).

5.3 Überblick

Tierwohl ist, wie oben einleitend dargelegt, nur multidimensional beschreibbar, weshalb für dessen Bewertung das Einbeziehen mehrerer Parameter unumgänglich ist (Fraser 1995; Botreau *et al.* 2007c). Die Ausarbeitung von Aspekten innerhalb einer Tierwohldefinition (z. B. Fünf Freiheiten) ermöglicht die Zuordnung von Parametern zu Funktionsgruppen, welche einfacher beschreib- und damit messbar sind als das Tierwohl als Gesamtbegriff (Fraser 1995). Die Definition von Tierwohl, dessen Aufteilung in Aspekte und die Wahl der Parameter pro Aspekt ist abhängig von Verwendungszweck und Ziel des Bewertungssystems (Main *et al.* 2003). Um Überblick zu erhalten oder zu einer Gesamtbewertung zu kommen („Tierwohlindex“), müssen die Ergebnisse der gewählten Parameter anschliessend auf verschiedenen Ebenen aggregiert, anhand ihrer relativen Bedeutung zueinander gewichtet und miteinander verrechnet werden. Die Gewichtung der einzelnen Parameter erfolgt hierbei meist aufgrund von Expertenbefragungen und ist entsprechend subjektiv (Spooler *et al.* 2003).

Hauptkriterien für die Anwendbarkeit in der Praxis und damit die Wahl der Parameter sind Validität, Wiederholbarkeit und Machbarkeit der einzelnen Variablen (Scott *et al.* 2001; Waiblinger *et al.* 2001; Minero *et al.* 2009). Hierbei können drei verschiedene Typen von Parametern unterschieden werden, die verschiedene Vor- und Nachteile aufweisen (siehe Tabelle 35).

Tabelle 35: Vor- und Nachteile von den drei Typen von Parametern (tierbasierte, managementbasierte und ressourcenbasierte Parameter).

Parameter	Vor- und Nachteile
Tierbasierte Parameter	werden direkt am Tier erfasst; jedoch meist eher aufwändig und oft nur qualitativ erfassbar Beispiele: Verletzungen, Ernährungszustand (Body Condition Score), Auftreten von Verhaltensstörungen

Parameter	Vor- und Nachteile
Managementbasierte Parameter	sind oft qualitativer Art, oder nicht messbar; müssen meist durch Beobachtungen im Betrieb oder durch Befragung des Landwirten erhoben werden Beispiele: Vorgehen bei der Kastration, Ablauf der Fütterung, Tierbetreuung
Ressourcenbasierte Parameter	werden an der Haltungsumgebung aufgenommen und sind direkt mess- und daher quantitativ beschreibbar, Beispiele: Auslaufgrösse, Spaltenweite, Anzahl Liegeboxen

Abhängig von der Ausrichtung oder dem Schwerpunkt der Tierwohlbewertung sollten andere Parametertypen gewählt werden (Main *et al.* 2003). Bei allen Typen von Parametern muss als Grundvoraussetzung die Validität bezüglich Tierwohl gegeben sein. Soll eine Bewertung mit möglichst hoher Reproduzierbarkeit durchgeführt werden, empfehlen sich ressourcenbasierte Parameter. Diese sind jedoch abhängig vom Haltungssystem. Managementbasierte Parameter sind häufig schwierig oder nur aufwändig zu überprüfen. Sie sind aufgrund ihrer Erhebung durch Befragung des Landwirtes insbesondere dann geeignet, wenn kein Betriebsbesuch vorgenommen werden soll. Tierbasierte Parameter erlauben es, die Auswirkungen der Haltungsbedingungen direkt am Tier zu beurteilen. Ihr grosser Vorteil ist, dass sie deshalb unabhängig vom Haltungssystem sind und ihr Ergebnis zwischen Haltungssystemen vergleichbar ist. Trotzdem besteht Uneinigkeit, inwiefern der Fokus auf rein tier-basierte Variablen insbesondere im Hinblick auf die Praktikabilität sinnvoll ist. Die Verwendung von sowohl ressourcen-, management- und als auch tier-basierten Parameter könnte eine breitere Abstützung eines Index bewirken und damit Tierwohl valider abbilden. Ausserdem könnten einige tierbasierte Parameter durch ressourcenbasierte Parameter erfasst werden, so wie z. B. Mindestmasse für Ställe die Bewegungsfreiheit der Tiere sicherstellen (Bracke 2007).

Studien zum Tierwohl und dessen Einflussfaktoren müssen eine Methode zur Bestimmung von Tierwohl finden, welche sowohl vom Aufwand als auch von der Aussagekraft dem jeweiligen Forschungsziel angepasst ist. Dies hat zur Folge, dass es praktisch so viele Tierwohlindezes wie Tierwohlstudien gibt und nur wenige standardisierte Bewertungssysteme zur Tierwohlbeurteilung existieren. Die drei bekanntesten Systeme, die sehr unterschiedliche Ansätze haben, werden in Tabelle 36 bezüglich verschiedener Kriterien gegenübergestellt. Das Kriterium „Verrechnung“ beschreibt, wie die Aggregation von Einzelparametern zu Aspekten sowie von Aspekten zu einem Gesamtwert vorgenommen wird. Die Möglichkeit zur „Kompensation“ ist wiederum abhängig von der Art der Verrechnung, welche je nach System den Ausgleich ungenügender Ergebnisse eines Parameters oder eines Aspektes mit besseren Werten bei einem anderen Parameter oder Aspekt zulässt. Die „Vollständigkeit“ bezieht sich auf die Abdeckung der zugrunde liegenden Tierwohldefinition durch die im Protokoll verwendeten Parameter. Die Einschätzung zur „Validität“ eines Index' beruht darauf, wie die Beziehung zum tatsächlichen Tierwohl abgesichert wird und ist meist direkt von den verwendeten Parametern abhängig. Die „Wiederholbarkeit“ eines Tierwohlindezes ist umso höher, wenn sowohl der gleiche Beobachter (intra-observer reliability) sowie mehrere verschiedene Beobachter (inter-observer reliability) auf demselben Betrieb zu gleichen Ergebnissen kommen. Die Beurteilung der „Machbarkeit“ bezieht sich darauf, welcher Aufwand für die Datenerhebung, unabhängig vom Zweck (Forschung, Betriebsbeurteilung), geleistet werden muss.

Tabelle 36: Übersicht drei verschiedener Tierwohlbewertungssysteme: Tiergerechtheitsindex (TGI), Welfare Quality® (WQ) und Qualitative Behaviour Assessment (QBA) (für eine umfangreiche Beschreibung siehe Anhang 9, Anhang 10 und Anhang 11).

	Tiergerechtheitsindex (TGI)	Welfare Quality® (WQ)	Qualitative Behaviour Assessment (QBA)
Tierarten	Rinder, Schweine, Legehennen ¹⁾	Rinder, Schweine, Geflügel ²⁾	alle
Aggregationsstufe	Betriebszweig, Betrieb	Betriebszweig	-

	Tiergerechtheitsindex (TGI)	Welfare Quality® (WQ)	Qualitative Behaviour Assessment (QBA)
Anwendung	Praxis	Wissenschaft (Praxis)	Wissenschaft
Fokus	ressourcen-basierte Parameter	tier-basierte Parameter	tier-basierte Parameter
Basis	Expertenbefragung	Wissenschaftliche Studien, Expertenbefragung	anderer Ansatz zur Tierwohldefinition
Art der Parameter	meist quantitativ	meist qualitativ	rein qualitativ
Anzahl Parameter	30 – 37 (je nach Tierart)	9 – 35 (je nach Tierart & Verfügbarkeit)	vom Beobachter zu bestimmen
Verrechnung	Punktesystem	komplex mathematisch	-
Kompensation	möglich & gewollt	durch die Art der Verrechnung erschwert	im Rahmen der Definition nicht möglich
Vollständigkeit	soweit wie möglich, im Rahmen der Definition	soweit wie möglich, im Rahmen der Definition	im Rahmen der Definition komplett
Validität	durch Experten beurteilt	Validität einzelner Variablen (z.T. experimentell) beurteilt	im Rahmen der Definition bestätigt
Wiederholbarkeit	ok	ok	ok
Machbarkeit	ok, Schulung nötig	sehr zeitaufwändig, intensive Schulung nötig	ok, Erfahrung nötig

¹⁾ spezifische Protokolle für Milchkühe, Kälber, Sauen, Mastschweine und Legehennen

²⁾ spezifische Protokolle für Mastrinder, Milchkühe, Sauen, Mastschweine, Ferkel, Mastpoulets und Legehennen

Der Tiergerechtheitsindex (TGI; (Bartussek 1995a, 1995b, 1996)) mit Fokus auf ressourcen-basierten Parameter wurde zur Bewertung von österreichischen Bio-Betrieben entwickelt und ist entsprechend abhängig von dort untersuchten Haltungssystemen. Der Schwerpunkt der Praktikabilität geht dabei zu Lasten der Wissenschaftlichkeit, da auch pragmatische und teilweise politisch behaftete Entscheidungen zur Wahl der Parameter führten. Aufgrund dieser Restriktionen hat sich der TGI ausserhalb Österreichs auch nicht zur Tierwohlbeurteilung in der Praxis durchgesetzt, wird aber in diversen Studien aufgrund seiner Einfachheit als Referenzwert angewandt.

Für die Entwicklung der Welfare Quality® Protokolle (WQ; (Welfare Quality® 2009d, 2009e, 2009a)) haben Expertengruppen aus 44 Universitäten in 13 Ländern Europas und Lateinamerikas über die Jahre 2004 bis 2009 mit einem Forschungsvolumen von 17 Millionen Euro jeden einzelnen in Frage kommenden, tierbasierten Parameter im Hinblick auf Validität, Wiederholbarkeit und Machbarkeit überprüft (Welfare Quality® 2009f, 2009c, 2009b). Das WQ ist dank dem Fokus auf tierbasierten Parametern unabhängig vom Haltungssystem erfassbar. Es ist so wissenschaftlich wie möglich und wird in der Tierwohlforschung deshalb derzeit oft zur Tierwohlbewertung angewendet. Ein grosser Nachteil von WQ ist jedoch, dass die Erhebung insbesondere auf grossen Betrieben sehr aufwändig ist, da ein gewisser Prozentsatz der Tiere individuell und intensiv beobachtet oder untersucht werden muss (z. B. während dem Liegen, Untersuchung auf Verletzungen). Ausserdem muss das Erhebungspersonal intensiv geschult werden.

Ein komplett anderer Ansatz, welcher diese Problematik per definitionem umgeht, ist das Qualitative Behaviour Assessment (QBA; (Wemelsfelder *et al.* 2000; Wemelsfelder *et al.* 2001; Wemelsfelder und Lawrence 2001)). Die qualitative Beurteilung des Verhaltens anstelle der Beobachtung des Verhaltens selbst soll dabei widerspiegeln, inwiefern ein Tier im Hinblick auf die Anpassung an seine Haltungsumgebung überfordert ist und damit das Resultat aller Einflüsse auf das Tier (Haltungsumgebung, Gesundheitszustand) beinhalten. Diese Bewertung erfolgt durch kurz geschulte Personen, welche das Verhalten der Tiere in ihren eigenen Worten beschreiben und bewerten (z. B. ruhig vs. nervös, apathisch vs. neugierig). Dieser Ansatz ist noch nicht praxistauglich, jedoch besonders bezüglich Wiederholbarkeit und Machbarkeit vielversprechend.

Insgesamt gesehen könnte die Akzeptanz in der Praxis problematisch sein, da QBA das Tierwohl nicht im Hinblick auf vordefinierte Aspekte bewertet und deshalb keine standardisierte Methode sein kann.

5.4 Beschreibung der Indikatoren

Der heutigen Wahrnehmung und Definition von Tierwohl entsprechend ist ein Tierwohl-Index vollständig, wenn sowohl die Fünf Freiheiten als auch die drei nach Fraser *et al.* (1997) definierten Perspektiven (siehe Kapitel 5.1) gleichermassen erfüllt sind. Bestenfalls wäre die Erfassung der daraus gebildeten Aspekte auf möglichst viele Parameter abgestützt, welche sowohl valide und wiederholbar sind. Da die Welfare Quality® Protokolle mit Fokus auf diese Kriterien erarbeitet wurden und entsprechend in zwölf Tierwohlaspekten abgefragt werden (Gesundheit und Physiologie → Durst, Hunger, Verletzungen, Krankheiten; Natürliches Verhalten → Komfort beim Ruhen, Thermaler Komfort, Bewegungsfreiheit; Sozialverhalten, andere Verhalten; Gefühlszustand → managementbedingter Schmerz, gute Mensch-Tier-Beziehung, positiver emotionaler Zustand), können sie derzeit als der beste Stand des Wissens hinsichtlich einer wissenschaftlich fundierten Tierwohlbewertung gelten. Die Abstützung auf möglichst viele Parameter ist allerdings nicht mit der Machbarkeit in der Anwendung ausserhalb wissenschaftlicher Zwecke zu vereinbaren, weshalb für einen in der Praxis anwendbaren Index in dieser Hinsicht zwingend Abstriche gemacht werden müssen.

Zu einer geeigneten Reduktion der Parameter, d.h. möglichst ohne Verlust der Validität und Beibehaltung der Abdeckung aller Aspekte, gibt es nur wenige Studien, welche verschiedene Ansätze verfolgten. Ein Ansatz besteht darin, die Korrelation einzelner Parameter mit dem Gesamtergebnis einer Tierwohlbewertung zu evaluieren. Heath *et al.* (2014a) untersuchten beispielsweise anhand von logistischen Modellen, ob einzelne Aspekte eines WQ Protokolls die Gesamtbewertung eines Milchkuhbetriebes vorhersagen können. Erstaunlicherweise konnte „Ausbleiben von anhaltendem Durst“ 88 % der Betriebe richtig klassifizieren. Die Mehrdimensionalität des WQ auf einen einzigen dichotomen Parameter (ja / nein) reduzieren zu können, muss allerdings vor allem als offenbar nicht optimale Gewichtung der Aspekte innerhalb des WQ interpretiert werden. Ausserdem besteht bei einer solchen Reduktion generell die Gefahr, dass sich die Produzenten dadurch primär auf die Abdeckung dieses Aspektes fokussieren und sich damit die Korrelation zur Gesamtheit aller Aspekte des Tierwohls auflöst.

Andere Wissenschaftler untersuchten, ob das Ergebnis einer Tierwohlbewertung mit automatisiert zu erhebender Daten oder aufgrund von verfügbaren Daten auf Herdenlevel vorhergesagt werden kann (Johnsen *et al.* 2001; de Vries *et al.* 2011; de Vries *et al.* 2014; Knage-Rasmussen *et al.* 2015). Einige Parameter scheinen vielversprechend für die Früherkennung von Problembetrieben, sind aber für die generelle Anwendung in der Praxis als alleinstehende Indikatoren nicht geeignet. Auch in anderen Studien zeigte sich, dass andere selbst multifaktoriell beeinflusste Parameter der Mehrdimensionalität von Tierwohl nicht gerecht werden können. So sind z. B. das Auftreten von Stereotypen, die Mortalität, die Produktivität oder der Medikamentenverbrauch nicht valide, um alleinstehend Tierwohl umfassend zu umschreiben (Mason und Latham 2004; Ortiz-Pelaez *et al.* 2008; Coignard *et al.* 2014; Knage-Rasmussen *et al.* 2015).

Am Beispiel Antibiotikaeinsatz lässt sich ausserdem aufzeigen, dass die Bedeutung für das Tier und die Bedeutung für den Menschen differenziert betrachtet werden muss und dass bereits die Wahl einer geeigneten Messgrösse schwierig ist. Das Auftreten von resistenten Keimen ist vor allem für die „humane Nachhaltigkeit“ ein Problem, während für erkrankte Tiere der Einsatz selbst relevant ist. Die Resistenzlage verhält sich zudem nicht zwingend proportional zum Antibiotikaverbrauch – spezialisierte Kälberaufzuchtbetriebe mit hohem Tierverkehr haben beispielsweise zwar einen hohen Verbrauch, können unter Umständen allerdings eine bessere Resistenzlage aufweisen als Kleinbetriebe mit niedrigem Antibiotikaeinsatz (Reist *et al.* 2013). Unabhängig vom Verbrauch konnte in einer anderen Studie gezeigt werden, dass auf als „tierfreundlich“ klassifizierten Schweinemastbetrieben weniger Resistenzen vorkamen als auf konventionellen Betrieben, wobei allerdings die Beziehung zum tatsächlich auf dem jeweiligen Betrieb vorhandenem Tierwohlniveau selbst nicht ermittelt wurde (Regula *et al.* 2003). Des Weiteren verbrauchen nicht nur gesunde, sondern auch unbehandelte und kranke (und damit in einer Tierwohlbewertung als niedrig einzustufende Tiere) nur wenig Antibiotika. Eine Korrelation zwischen Antibiotikaverbrauch, Resistenzen und Tierwohl kann also nicht ohne weitere Untersuchungen angenommen werden.

Neben der Frage der Eignung und Validität von Indikatoren besteht auch immer die Frage der Datenverfügbarkeit. Im Tierbereich wird zwar inzwischen eine Fülle von Daten erhoben. Die bestehenden Datenbanken (z. B. Tierverkehrsdatenbank) haben jedoch einen anderen Fokus (Tierseuchenbekämpfung, Rückverfolgbarkeit von Lebensmitteln), so dass nicht ohne Weiteres für die Tierwohlbeurteilung relevante Daten bezogen werden können. Ihre Eignung bzw. Validität müsste in wissenschaftlichen Untersuchungen erst nachgewiesen werden. Der derzeitige Stand des Wissens lässt hier – wie oben dargestellt – noch keine fundierten Annahmen zu.

Bereits verfügbare Daten, welche konkret im Hinblick auf das Tierwohl erhoben werden, stehen in der Schweiz einzig für Tierschutzkontrollen im Rahmen des ökologischen Leistungsnachweises (ÖLN) zur Verfügung. Dabei werden mit Tierwohlbeiträgen für „Besonders tierfreundliche Stallhaltungssysteme“ (BTS) und „Regelmässigen Auslauf im Freien“ (RAUS) Anreize zur Steigerung des Tierwohls über das Niveau des Tierschutzrechts geschaffen. BTS unterscheidet sich vom Tierschutzrecht insbesondere durch die vorgeschriebene Gruppenhaltung und die Bereitstellung von Einstreu, RAUS setzt regelmässigen Auslauf (Rinder, Schweine und Geflügel) und Weidegang (Rinder und Geflügel) voraus. Während die Mindestanforderungen des Tierschutzrechts für den Bezug von Direktzahlungen immer einzuhalten sind, ist die Teilnahme an einem Tierwohlprogramm freiwillig. Ausserdem können BTS- und RAUS-Beiträge unabhängig voneinander und für einzelne Tierarten bezogen werden. BTS & RAUS sind die Grundlage für diverse Labels (z. B. TerraSuisse) und werden bei 51 % (BTS) bzw. 74 % (RAUS) der GVE umgesetzt (BLW 2014). Die Beteiligung an einem oder beiden Programmen ist abhängig von der Spezies (Tabelle 37), da sich der Aufwand zur Umsetzung der Richtlinien je nach Tierart massiv unterscheidet (BTS-Rinder: Laufstall, RAUS-Mastpoulets: Mindestmastdauer von 56 Tagen). Für die Schweiz wäre es somit eine Möglichkeit, basierend auf einer Beteiligung an BTS & RAUS Tierwohl zu beurteilen. Die Korrelation von BTS & RAUS mit erhöhtem Tierwohl gegenüber konventionellen Betrieben konnte bei Schweinen und Rindern bereits im Ansatz nachgewiesen werden (Krieter *et al.* 2004; Regula *et al.* 2004; Cagienard *et al.* 2005). In diesen Studien wurden allerdings primär Gesundheitsparameter und einige Verhaltensbeobachtungen aufgenommen, welche der Mehrdimensionalität der heutigen Tierwohldefinition nicht mehr entsprechen.

Tabelle 37: Anteile der an BTS- oder RAUS-Programm beteiligten GVE nach Tierart (BLW 2014)

	GVA-Anteil	
	BTS	RAUS
Rinder	47 %	79 %
Schweine	66 %	50 %
Legehennen	90 %	73 %
Mastpoulets		8 %
Total	51 %	74 %

5.5 Evaluation der Indikatoren (Beurteilungskriterien)

Im Folgenden wird daher für die Bewertung des Tierwohls unter Schweizer Bedingungen ein pragmatischer Ansatz angewendet. Es wird aufgrund der Einschätzung von Tierhaltungsexperten (die Autorinnen dieses Berichts und weitere Experten für Tierhaltung von Agroscope) beurteilt, in welchem Mass ein Betrieb, der die Anforderungen des Tierschutzrechts sowie die Bedingungen von BTS & RAUS einhält, die zwölf Tierwohlaspekte des Welfare Quality bereits abdeckt:

- Ausbleiben von anhaltendem Durst
- Ausbleiben von anhaltendem Hunger
- Komfort beim Ruhen
- Thermaler Komfort
- Bewegungsfreiheit
- Ausbleiben von Verletzungen
- Ausbleiben von Krankheiten
- Ausbleiben von managementbedingten Schmerzen
- Ausdruck von Sozialverhalten
- Ausdruck von anderen Verhalten
- Gute Mensch-Tier-Beziehung
- Positiver emotionaler Zustand

Im Rahmen dieses Projekts erfolgt diese Einschätzung exemplarisch für Milchkühe und Mastschweine (Tabelle 38). Systemgrenze ist der Landwirtschaftsbetrieb, für Transport und Schlachtung müsste eine separate Beurteilung vorgenommen werden. Ziel dieser Einschätzung ist, für die verschiedenen Aspekte Bereiche zu identifizieren, in denen über die Anforderungen von BTS & RAUS hinausgehend noch Potenzial besteht, das Tierwohl zu verbessern. Für diese ungenügend abgedeckten Aspekte wird eine Liste von

Parametern zusammengestellt, welche allenfalls durch Selbstdeklaration durch den Landwirten oder anhand von Betriebskontrollen erhoben werden könnten (siehe Kapitel 5.3, QBA).

5.5.1 Vollständigkeit („completeness of scope“)

Verschiedene Tierarten haben verschiedene Bedürfnisse und stellen deshalb andere Anforderungen an ihre Haltungsumgebungen. Auch unterscheiden sich das Tierschutzrecht sowie die Anforderungen in den Ethoprogrammen BTS & RAUS je nach Tierart massiv. Für Milchkühe ist nach den Bedingungen des Tierschutzrechts die Anbindehaltung mit einer definierten Anzahl an Tagen Auslauf der Minimalstandard. Der Hauptunterschied durch die Einhaltung von BTS & RAUS ist eine Haltung im Laufstall mit nahezu täglichem Auslauf und Weidegang im Sommer. Mastschweine müssen nach Ablauf der Übergangsfrist in 2018 in Teilspaltenbuchten gehalten werden. Durch die Beteiligung eines Betriebes an BTS & RAUS erhalten sie zusätzlich Platz im Auslauf, Zugang nach draussen und Einstreu im Liegebereich.

Tabelle 38 zeigt die im Rahmen dieses Berichtes vorgenommene Bewertung der Abdeckung der zwölf Tierwohlaspekte durch die jeweiligen gesetzlichen Grundlagen, welche im Folgenden näher beschrieben werden. Die Gesetzeslage wurde pro Aspekt mit

- (0) deckt den Aspekt minimal ab
- (1) deckt den Aspekt teilweise ab
- (2) deckt den Aspekt in einem für das Tierwohl gut vertretbarem Mass ab

beurteilt.

Ausgangslage waren die Mindestanforderungen gemäss Tierschutzrecht (Milchkühe: Anbindehaltung, Mastschweine: Teilspaltenbucht). Eine Beurteilung mit (0) bedeutet bezüglich des Tierschutzrechts, dass die Minimalanforderungen an eine tiergerechte Haltung eingehalten sind; bei BTS & RAUS, dass hier keine spezifischen Anforderungen hinsichtlich dieses Aspekts formuliert sind. Bei einer Beurteilung mit (1) oder (2) sind im Tierschutzrecht und für BTS & RAUS weitergehende präzisierende Vorgaben zu einem Aspekt vorhanden. Eine Beurteilung mit (2) stellt dabei im Rahmen der heutigen Haltungssysteme und des heutigen Wissensstand der tiergerechten Haltung gut vertretbare Bedingungen dar, muss aber noch nicht das Optimum sein. Die Einschätzung ist bewusst dreistufig gehalten und erfolgt für die Auflagen von BTS & RAUS gemeinsam. Eine differenziertere Aussage wäre wissenschaftlich nicht haltbar und letztlich für die Zielsetzung auch nicht zweckmässig.

Tabelle 38: Abdeckung der 12 Tierwohlaspekte durch das Tierschutzgesetz (TSchG) (in blau) und die Ethoprogramme BTS & RAUS (in grün) sowie insgesamt (in grau) für Milchkühe und Mastschweine. Je grösser der Balken, desto besser wird der Aspekt durch die jeweilige Gesetzgebung abgedeckt (0 – 2). Ein ganzer Balken stellt nicht das Optimum, sondern eine im Rahmen der heutigen Haltungsbedingungen gut vertretbare Situation dar.

	Milchkühe			Mastschweine		
	TSchG	BTS & RAUS	TSchG + BTS & RAUS	TSchG	BTS & RAUS	TSchG + BTS & RAUS
Ausbleiben von anhaltendem Durst	0.5	0.5	1.0	0.5	0.5	1.0
Ausbleiben von anhaltendem Hunger	0.5	0.5	1.0	0.5	0.5	1.0
Komfort beim Ruhen	0.1	0.5	0.6	0.1	0.5	0.6
Thermaler Komfort	0.1	0.5	0.6	0.5	0.5	1.0
Bewegungsfreiheit	0.1	0.5	0.6	0.5	0.5	1.0
Ausbleiben von Verletzungen	0.5	0.5	1.0	0.5	0.5	1.0
Ausbleiben von Krankheiten	0.5	0.5	1.0	0.5	0.5	1.0
Ausbleiben von managementbedingtem Schmerz	0.5	0.5	1.0	0.5	0.5	1.0
Ausdruck von Sozialverhalten	0.1	0.5	0.6	0.5	0.5	1.0
Ausdruck von anderen Verhalten	0.1	0.5	0.6	0.5	0.5	1.0
Gute Mensch-Tier-Beziehung	0.1	0.5	0.6	0.1	0.5	0.6
Positiver emotionaler Zustand	0.1	0.5	0.6	0.1	0.5	0.6

Ausbleiben von anhaltendem Durst

Laut Tierschutzrecht müssen Rinder mindestens zweimal täglich getränkt werden (1). Unter BTS & RAUS muss der Boden im Tränke- und Fütterungsbereich ausserdem befestigt sein, was keine substantielle

Verbesserung für diesen Aspekt darstellt (0). Wasser ad libitum sowie gesicherter Zugang zu Wasser durch genügenden Wasserfluss und ein angemessenes Tier-Tränke-Verhältnis würden weiter zum Ausbleiben von anhaltendem Durst beitragen.

Schweine müssen gemäss Tierschutzrecht hingegen jederzeit Wasser zur Verfügung haben, die Anzahl Tränken pro Tier ist festgelegt (2). Die Richtlinien von BTS & RAUS enthalten für Schweine ausser befestigtem Boden um die Tränke- und Fütterungsflächen ebenfalls keine weiteren Vorschriften (0). Zur weiteren Optimierung müssten das Funktionieren der Tränken und ein genügender Wasserfluss an den Tränken garantiert werden können.

Ausbleiben von anhaltendem Hunger

Das Ausbleiben von anhaltendem Hunger bei Rindern wird im Tierschutzrecht durch allgemeine Artikel sowie die Definition von Fressplatzgrösse und -verhältnis geregelt (1). RAUS setzt zwar Weidegang voraus und definiert den Mindestzustand der Grasnarbe, allerdings dient die Weide nur während der Sommerperiode als zusätzliche Futterquelle und muss nur einen Viertel der Grundfuturaufnahme abdecken (0). Futter ad libitum und insbesondere eine an die Bedürfnisse angepasste, tiergerechte Ration und damit ein hoher Raufutteranteil müssten zur Optimierung des Tierwohls von Milchkühen im Hinblick auf die Fütterung angeboten werden. Der Ernährungszustand an sich lässt sich verlässlich über die regelmässige Erhebung eines sog. Body Conditions Scores beurteilen.

Auch bei Schweinen ist das Fressplatzverhältnis im Tierschutzrecht geregelt (1), während hinsichtlich der Fütterung keine weiteren Anforderungen durch BTS & RAUS gestellt werden (0). Der Ernährungszustand an sich lässt sich auch beim Schwein verlässlich über die regelmässige Erhebung eines sog. Body Conditions Scores beurteilen. Eine bedarfsgerechte Ration ist in Mastschweinebetrieben aufgrund der geforderten hohen Tageszunahmen meist Usus. Eine rein auf Energie- und Proteingehalt ausgerichtete Fütterung ist allerdings nicht zwingend tiergerecht – das Anbieten von Raufutter hingegen würde zu einem besseren Sättigungsgefühl sowie einer langsameren und deshalb physiologisch günstigeren Passagegeschwindigkeit im Darm beitragen und sich deshalb positiv auf das Tierwohl auswirken (Wenk 2001).

Komfort beim Ruhen

Für Milchkühe ist im Tierschutzrecht minimale Einstreu vorgeschrieben. Ausserdem sind die Liegeplatzabmessungen sowie das Liegeplatzverhältnis geregelt. Allerdings ist die Anbindehaltung hinsichtlich eines unbehinderten Hinlege- und Aufstehvorgang suboptimal, schränkt die Tiere bezüglich Synchronisierung des Liegeverhaltens und der Wahl der Liegepartner ein (0). Der Laufstall, strengere Vorschriften bezüglich der Materialien im Liegebereich sowie der Weidegang im Sommer ermöglichen Milchkühen in BTS & RAUS-Ställen komfortableres Liegeverhalten, insbesondere weil sie einen bevorzugten Untergrund zum Liegen (weich und verformbar; 1) zur Verfügung haben. Eine permanent zugängliche Weide und die ausschliessliche Verwendung von Strohmatratzen oder Tiefstreu im Liegebereich würden den Komfort beim Ruhen noch zusätzlich steigern, da dies dem natürlichen Liegeverhalten entspricht und der Liegekomfort erhöht ist. Über ausgewählte Liegeboxentrennbügel könnte die Bewegungsfreiheit noch besser gewährleistet werden.

Das TSchG schreibt für Mastschweine keine Einstreu vor, Vollspalten sind nach Ablauf der Übergangsfrist 2018 verboten (0). Die durch BTS & RAUS ermöglichte Unterscheidung eines Liege- und eines Aktivitätsbereiches im Laufhof dürfte aktive von inaktiven Tieren trennen, wodurch den Schweinen ungestörtes Liegen ermöglicht wird. Die geforderte Einstreu reicht jedoch noch nicht aus, um den Schweinen einen genügenden Liegekomfort bieten zu können (1). Dafür wären Gummimatten unter der Einstreu oder Tiefstreu nötig. Bei Hitze kann die Einstreu aber sogar kontrainduziert sein und es bräuchte wärmeableitende Liegeflächen.

Thermaler Komfort

Zum thermalen Komfort im Milchkuhstall gibt es im Tierschutzrecht praktisch keine Vorschriften (0). In Ställen mit BTS & RAUS können Milchkühe dank der Bewegungsfreiheit im Laufstall zwischen verschiedenen Stallbereichen wählen, es gibt aber keine Vorgaben zum Stallklima (z. B. Belüftung) (1). Ein permanent zugänglicher Auslauf / Weide würde den Kühen weitere Wahlmöglichkeiten gewähren und sich deshalb positiv auf die Thermoregulation auswirken. Bei nicht permanenter Weidehaltung sind allerdings keine Unterstände

vorgeschrieben – diese müssten zur Vermeidung von Hitzestress jedoch unbedingt vorhanden sein. Hitzestress im Stall kann durch Einrichtungen wie Sprinkler oder Ventilatoren reduziert werden. Genaue Vorgaben zu Vermeidung von Hitze- und Kältestress sind im Tierschutzrecht für Schweine ausformuliert. Die individuelle Thermoregulation durch freie Wahl des Stallbereiches ist durch die zwingende Gruppenhaltung bereits gegeben (1). Die explizite Unterscheidung zwischen eingestreutem und nicht eingestreutem Bereich in BTS & RAUS Betrieben bietet den Schweinen einzig eine deutlichere Unterscheidung zweier Thermozone. Der in der Regel permanent zugängliche Laufhof bietet zusätzlichen Platz, der bei Hitze positiv sein dürfte (0). Installierte Abkühlungsmöglichkeiten (Dusche, Suhle) bei Hitze sowie zusätzliche Gummimatten im eingestreuten Liegebereich oder gar Tiefstreu zur Isolation bei Kälte wären aber wichtige Einrichtungen zur massgebliche Verbesserungen für die Thermoregulation von Schweinen. Zur Vermeidung von Sonnenbrand müsste im Aussenbereich auch zwingend ein Netz gespannt sein.

Bewegungsfreiheit

Laut Tierschutzrecht ist für alle Rinder zwar an total 90 Tagen im Jahr Auslauf vorgeschrieben (30 Tage im Winter, 60 Tage im Sommer), allerdings ist keine Mindestdauer festgelegt. Bewegungsfreiheit ist also für angebundene Milchkühe nur minimal gegeben (0). Die Laufstallhaltung gewährleistet Bewegungsfreiheit im Rahmen des Stalles. Auslauf und Weide bieten je nach Abmessungen zusätzlich Platz und damit Bewegungsfreiheit. Ausserdem unterscheidet BTS & RAUS bezüglich Minimalfläche nach Hornstatus (2). Ein permanent zugänglicher Auslauf und / oder 24h-Weidegang würde optimale Bewegungsfreiheit gewährleisten, solange die Kühe nicht aufgrund schlechter Bodenqualität oder aufgrund von Klauen- und Gliedmassenerkrankungen eingeschränkt werden. Die Bodenqualität ist für den Stallbereich im Tierschutzrecht nur minimal geregelt, zusätzlich müsste hier auch die Qualität von Treibwegen berücksichtigt werden. Vorgeschriebene Gruppenhaltung und Mindestmasse sowie Vollspalten-Verbot nach Tierschutzrecht gewährleisten Bewegungsfreiheit bei Mastschweinen (1), wobei ein Laufhof zusätzlichen Platz schafft und damit mehr Bewegung ermöglicht (1). Ein permanent zugänglicher Laufhof mit entsprechenden Abmessungen oder Weide sowie Mindestanforderungen an die Bodenqualität bei guter Klauen- und Gliedmassengesundheit würden sich weiter günstig auf die Bewegungsfreiheit auswirken.

Ausbleiben von Verletzungen und Krankheiten

Die Prävalenz von Verletzungen und Krankheiten ist bei Milchkühen stark managementbedingt. Eine konkrete Regelung im Tierschutzrecht gibt es nicht – allerdings besteht seitens des Tierhalters eine Vorsorge- und Behandlungspflicht. Ausserdem sind serienmässig hergestellte Stall- und Steuereinrichtungen für Rinder nur nach eingehender Prüfung erlaubt, wodurch das Verletzungsrisiko gemindert werden soll (1). Erhöhter Komfort beim Ruhen sowie Bewegungsfreiheit, wie sie durch BTS & RAUS begünstigt werden, können sich positiv auf spezifische Gesundheitsparameter auswirken (z. B. Sprunggelenkschäden und Zitzenverletzungen), wobei andere Probleme wie z. B. Lahmheit oder Klauengesundheit indifferent beeinflusst sein dürften (0). Eine Bestandesbetreuung durch den Rindergesundheitsdienst würde sowohl präventiv wie auch in Problemfällen hier zu Verbesserungen führen.

Auch die Gesundheit von Schweinen ist stark managementbedingt und nur durch allgemeine Artikel im Tierschutzrecht geregelt, wobei auch hier eine Vorsorge- und Behandlungspflicht seitens des Tierhalters besteht. Das Prüf- und Bewilligungsverfahren für serienmässig hergestellte Stall- und Steuereinrichtungen bei Schweinen vermindert das Verletzungsrisiko im Stall allerdings soweit als möglich (1). BTS & RAUS haben hier keine weitergehenden Anforderungen, ihre Auswirkungen auf Gesundheitsparameter sind nicht eindeutig positiv (0). Nebst durch das Stallklima bedingten Erkrankungen (insbesondere der Lungen) besteht die Hauptproblematik bezüglich Verletzungen bei Schweinen häufig in manipulativem Verhalten an Artgenossen wie das Schwanzbeissen. Dies ist ein multifaktoriell bedingtes Problem, kann aber durch gezielte Beschäftigung, z. B. das Anbieten eines Wühlbereiches (Tiefstreu, Weide, Wühlbereich), vermindert werden. Eine Bestandesbetreuung durch den Schweinegesundheitsdienst würde sowohl präventiv wie auch in Problemfällen zielführend sein.

Ausbleiben von managementbedingtem Schmerz

Eingriffe am Tier sind laut Tierschutzrecht bei Rindern nur unter Schmerzausschaltung erlaubt (2). Dieser Aspekt ist also im Hinblick auf akuten managementbedingten Schmerz für Rinder abgedeckt. Um etwaige langfristige Beeinträchtigungen durch unsachgemässe Ausführung dieses Eingriffs ausschliessen zu können, müsste beispielsweise das Enthornen von Kühen verboten werden.

Auch an Schweinen dürfen schmerzhafte Eingriffe nur unter Schmerzausschaltung vorgenommen werden (2). Durch Vorgaben zur Behandlung von postoperativem Schmerz nach der Kastration könnten hier noch Verbesserungen zu erzielen sein. Zum gänzlichen Ausschluss von managementbedingtem Schmerz bei Schweinen müsste die Kastration grundsätzlich verboten werden.

Ausdruck von Sozialverhalten

Die Möglichkeit für Sozialverhalten bei Rindern ist zwar durch allgemeine Bestimmungen im Tierschutzrecht geregelt, ist aber im Anbindestall nur minimal gegeben (0). Ein Laufstall gewährleistet Sozialverhalten (1), zu knappe Platzverhältnisse oder ein nicht oder nur schlecht strukturierter Stall können jedoch zu vermehrt agonistischem Verhalten und dadurch zu Stress führen. Ein erhöhtes Platzangebot durch einen permanent zugänglichen Auslauf oder Weide wäre deshalb sinnvoll. Ein Management, das zu einer stabilen Herde mit möglichst wenigen Wechsellern führt, sowie die Unterscheidung von Flächenansprüchen für behornte und unbehornete Tiere und eine angepasste Strukturierung der Flächen würden übermässige Rangkämpfe verhindern helfen.

Ein Haltungssystem, wie es im Tierschutzrecht für Mastschweine gefordert ist, ermöglicht Sozialverhalten in stabilen Gruppen (1). Unstrukturierte und immer noch relativ enge Platzverhältnisse ermöglichen es den Schweinen jedoch schlecht, vor anderen Tieren zu weichen oder sich zurückzuziehen. BTS & RAUS fordern einen zusätzlichen Auslauf, welcher sich in dieser Hinsicht positiv auswirkt (1). Eine geringere Tierdichte und spezifische Infrastruktur zur Ablenkung (Wühlverhalten, Exploration) oder die Haltung im Familienstall mit wie in der Natur altersgemischten Gruppen wären hier weitere Optimierungsmöglichkeiten.

Ausdruck von anderen Verhalten

Auch andere Verhaltensweisen bei Rindern werden in einem Anbindestall verhindert oder zumindest stark eingeschränkt (0). Laufstall, Auslauf und Weide bieten hingegen ein angereichertes Umfeld und erhöhtes Platzangebot und ermöglichen deshalb Explorationsverhalten, Komfortverhalten wie Körperpflege und natürliches Fressverhalten (1). Da Gras nur im Sommer möglich ist, kann eine tiergerechte Ration mit hohem Raufutteranteil im Hinblick auf das Wiederkauen und ein angemessenes Einspeichern des Futters der natürlichen Futteraufnahme gerecht werden. Komfortverhalten kann durch das Anbieten von (rotierenden) Kratzbürsten vereinfacht ermöglicht werden. Bei Milchkühen wird die Kuh-Kalb-Beziehung durch die heutigen Produktionssysteme komplett unterbunden. In dieser Hinsicht bietet muttergebundene Kälberaufzucht für Kuh und Kalb die tiergerechteste Lösung.

Mastschweinen muss gemäss Tierschutzrecht Beschäftigungsmaterial andauernd zur Verfügung gestellt werden (1). Das bei Schweinen sehr stark ausgeprägte Bedürfnis zu wühlen und zu explorieren kann jedoch weder durch diese Materialien noch durch die von BTS & RAUS vorgeschriebene Einstreu genügend befriedigt werden (0). Dazu wären Tiefstreu, Weide oder ein Wühlbereich notwendig. Diese Infrastrukturen ermöglichen eine schweinegerechte Beschäftigung und bieten ausserdem die Möglichkeit zu Explorationsverhalten. Die Haltung im Familienstall bietet hier ebenfalls die entsprechende Infrastruktur.

Gute Mensch-Tier-Beziehung und positiver emotionaler Zustand

Weder im Tierschutzrecht noch in den Weisungen zu BTS & RAUS gibt es explizite Vorschriften zur Mensch-Tier-Beziehung oder dem emotionalen Zustand eines Tieres (0). Eine gute Mensch-Tier-Beziehung führt zu vermindertem Stress beim Handling (Melken, Klauenpflege, medizinische Behandlungen, Transport) und repräsentiert unter Umständen auch die Pflegeintensivität. Im Gegensatz zu Milchkühen werden Mastschweine praktisch nicht gehandelt und können deshalb anfälliger auf Stress sein, wenn sie z. B. transportiert werden.

Der emotionale Zustand eines Tieres zeigt auf, inwiefern es in seiner Anpassungsfähigkeit überfordert ist, und widerspiegelt somit den aktuellen Gesamtzustand, in den alle Tierwohlaspekte hineinspielen. Die Forschung zu Emotionen bei Tieren steht jedoch noch ganz am Anfang und deren Erhebung ist in einem praktikablen Rahmen derzeit noch nicht möglich (siehe Tabelle 39).

Zusammenfassend sind die durch das Tierschutzrecht und BTS & RAUS ungenügend abgedeckte Tierwohlaspekte in Tabelle 39 wiedergegeben. Die zu ihrer Erfassung vorgeschlagenen Parameter könnten beispielsweise durch Selbstdeklaration der Parameter oder aber auch im Rahmen einer Betriebskontrolle erhoben werden.

Tabelle 39: Vorgeschlagene Parameterliste zur weiteren Abdeckung der zwölf Tierwohlaspekte für Milchkühe und Mastschweine.

Aspekt	Milchkühe	Mastschweine
Ausbleiben von anhaltendem Durst	Wasser <i>ad libitum</i> ¹⁾ Tiere : Tränken ²⁾ Funktionierende Tränken ¹⁾	Funktionierende Tränken ¹⁾
Ausbleiben von anhaltendem Hunger	Fütterung <i>ad libitum</i> ¹⁾ Raufutter : Krafffutter ²⁾ Body Condition Score ²⁾	Raufutter ¹⁾ Body Condition Score ²⁾
Komfort beim Ruhen	Tiefstreu oder Strohmattatze ¹⁾ Ganztägiger Zugang zu Weide ¹⁾	Gummimatten im Liegebereich ¹⁾ Tiefstreu ¹⁾
Thermaler Komfort	Ventilatoren, Sprinkler, Klimatisierung ¹⁾ Stallsystem (Offen-, Kalt-, Warmstall) ³⁾ Isolation ¹⁾	Gummimatten im Liegebereich ¹⁾ Tiefstreu ¹⁾ Sprinkler, Dusche, Suhle ¹⁾ Netze im Auslauf gegen Sonne ¹⁾
Bewegungs- freiheit	Permanent zugänglicher Auslauf ¹⁾ Boden- / Treibwegqualität ³⁾ Häufigkeit Klauenpflege ²⁾	Weide ¹⁾ Bodenqualität ³⁾ Klauen- und Gliedmassengesundheit ³⁾
Ausbleiben von Verletzungen	Bestandesbetreuung ¹⁾ Häufigkeit Klauenpflege ²⁾	Bestandesbetreuung ¹⁾ Tiefstreu ¹⁾
Ausbleiben von Krankheiten	Bestandesbetreuung ¹⁾	Bestandesbetreuung ¹⁾
Ausbleiben von Schmerz durch Management	Entornung ¹⁾	Kastration ¹⁾
Sozialverhalten	Strukturierung Stall und Auslauf ^{1),3)} Herdenmanagement ³⁾ Platzverhältnisse ²⁾	Weide ¹⁾ Strukturierung Stall und Auslauf ^{1),3)} Tiefstreu ¹⁾ Familienhaltung ¹⁾
Andere Verhalten	Möglichkeit zum Grasen ¹⁾ Raufutter : Krafffutter ²⁾ Platzverhältnisse ²⁾ Permanent zugänglicher Auslauf ¹⁾ Permanent zugängliche Weide ¹⁾ Kratzbürste ¹⁾ Muttergebundene Kälberaufzucht ¹⁾	Weide ¹⁾ Suhle ¹⁾ Tiefstreu ¹⁾ Wühlareal ¹⁾ Raufutter ¹⁾ Familienhaltung ¹⁾
Mensch-Tier Beziehung	?	?
Positive Emotionen	?	?

1) ja / nein
2) numerisch
3) qualitativ

5.5.2 Bewertung der Robustheit und Unsicherheiten

Das im Rahmen dieses Projektes skizzierte Vorgehen ist ein erster Schritt hin zu einer Tierwohlbeurteilung, die für eine grosse Anzahl Betriebe unter Schweizerischen Bedingungen machbar wäre. Für ein wissenschaftlich gut abgestütztes und fachlich korrektes Vorgehen müsste 1) überprüft werden, ob Betriebe, die

BTS & RAUS einhalten, tatsächlich eine im Vergleich zum Tierschutzrecht bessere Tierwohlbewertung erhalten und 2) wie fehlende Aspekte valide und reliabel abgefragt werden können. Hierzu wären noch weitere Schritte zu unternehmen und es wäre verschiedenen Unsicherheiten und methodischen Schwächen zu begegnen.

In Bezug auf die Ansprüche einer Tierart an die tiergerechte Haltung ist zu berücksichtigen, dass je nach Tierart die Komponenten von BTS & RAUS eine andere Bedeutung für das Tierwohl haben. Während Einstreu bei Milchkühen primär den Liegekomfort erhöht, dient sie Mastschweinen auch zur Beschäftigung und zur Befriedigung des Wühlverhaltens (Tuytens 2005). Das könnte dazu führen, dass sich die Tierwohlbewertung über BTS & RAUS nicht für alle Tierarten gleichermaßen eignet. Ausserdem unterscheiden sich die gesetzlichen Anforderungen von Tierschutzrecht, BTS & RAUS bezüglich Infrastruktur und Management betriebszweigspezifisch. Milchkühe müssen Einstreu zur Verfügung haben, während für Mastrinder gummierte Vollspalten bereits als „verformbare Unterlage“ gezählt werden. Des Weiteren bringt die Mindestmastdauer von 56 Tagen für RAUS-Mastgeflügel oder der Bau eines Laufstalles für BTS-Milchkühe einen höheren Aufwand mit sich als das Einrichten eines Aussenklimabereiches für Legehennen und hat deshalb wahrscheinlich auch andere Auswirkungen auf das Tier. Die genaue Abklärung der Abdeckung aller Tierwohlaspekte für jede einzelne Tierart / Betriebszweig ist deshalb eine Voraussetzung, um BTS & RAUS als Tierwohlintikatoren bestätigen zu können. Die hier gemachte Einschätzung für Milchkühe und Schweine ist derzeit letztlich nicht mehr als eine Hypothese, die mit Datenerhebungen überprüft werden müsste. Für andere Betriebszweige und Tierarten (z. B. Geflügel (Legehennen, Mastgeflügel), Zuchtsauen, Saugferkel, Kälberaufzucht und -mast, Rindermast, Ziegen- und Schafhaltung, Kaninchenzucht und -mast) steht diese Einschätzung noch aus.

Die Tierwohlbewertung auf der Basis von BTS & RAUS ist zudem vor allem ressourcenbasiert, was die Validität ihrer Vorgaben einschränken könnte. Es werden keine tierbezogenen Parameter erhoben, und der Faktor Management wird wenig einbezogen. Dieser kann den positiven Effekt einer Ressource durchaus neutralisieren (z. B. nasse, verschmutzte Einstreu; Auslauf mit ungenügenden Abmessungen). So ergab auch die bisherige Evaluation von BTS & RAUS bei Milchkühen und Mastschweinen uneinheitliche Resultate, welche auf Managementeinflüsse zurückgeführt werden könnten. Ein Hinweis darauf ist, dass sich BTS & RAUS bei Mastschweinen, welche über eine relativ kurze Zeit in mehrheitlich standardisierten Systemen und mit wenig direkten Kontakt zum Menschen gehalten werden, positiver auf Gesundheit und Verhalten auswirkte (Cagienard *et al.* 2005) als bei den Milchkühen (Regula *et al.* 2004). Diese haben eine viel höhere Nutzungsdauer als Schweine und stehen täglich in engem Kontakt zum Menschen (z. B. Melken), was damit die Beeinflussbarkeit durch Managementfaktoren deutlich erhöht.

Die einfachste und effizienteste Möglichkeit, zusätzliche Tierwohlparameter zu erheben, wäre im Rahmen einer Selbstdeklaration, die stichprobenartig überprüft würde. Aufgrund der individuellen Definition und Wahrnehmung von Tierwohl (siehe Kapitel 5.2) erfordert die Selbstdeklaration sehr konkrete Fragestellungen mit möglichst wenig Interpretationsspielraum, weshalb vor allem mit ja oder nein zu beantwortende Fragen in den Parameterkatalog zur Selbstdeklaration aufgenommen werden sollten (Tabelle 39). Inwieweit diese valide und reliabel messbar sind, und ob und wie eine Selbstdeklaration funktionieren würde, müsste aber ebenfalls noch geprüft werden.

Zur Bewertung einer guten Mensch-Tier-Beziehung sowie des positiven emotionalen Zustandes eines Tieres gibt es derzeit noch keine praxistauglichen Methoden. Diese Aspekte können also nicht abgedeckt werden, was einer Datenlücke entspricht. Während der emotionale Zustand das Gesamtwohl eines Individuums repräsentieren und deshalb unter Umständen zumindest für die aktuelle Situation als alleiniger Indikator geeignet sein könnte, ist die Bedeutung einer guten Mensch-Tier-Beziehung umstritten. In kleinen Betrieben mit viel Interaktion zwischen Mensch und Tier vermindert eine gute Beziehung nachweislich Stress – in grossen oder extensiv bewirtschafteten Betrieben könnte das Tierwohl deutlich weniger von der Mensch-Tier-Beziehung abhängen. In den nächsten Jahren sind hier aber aufgrund des hohen Forschungsinteresses in diesen Gebieten neue Erkenntnisse zu erwarten.

5.5.3 Transparenz und Reproduzierbarkeit

BTS & RAUS als Tierwohlintikatoren sind transparent, da für jede Tierart spezifische Anforderungen gelten und ihr Effekt somit auf jeden einzelnen Tierwohlaspekt tierartindividuell abgeschätzt werden kann. Da BTS &

RAUS primär auf ressourcen-basierten Parametern beruhen, sind diese klar definiert, nachvollziehbar, einfach kontrollierbar und damit vermutlich gut wiederholbar. Um auch die durch Selbstdeklaration zusätzlich zu erhebenden Parameter transparent zu halten, müssen diese klar definiert werden. Management-basierte Parameter zur Selbstdeklaration werden zur Sicherstellung der Reproduzierbarkeit idealerweise als dichotome Fragen gestellt, während für numerisch oder qualitativ zu beantwortende Fragen eine klar abgegrenzte Auswahl von Antwortmöglichkeiten bereitgestellt werden sollte.

5.5.4 Anwendbarkeit: Kommunizierbarkeit und Praxistauglichkeit

Für die Bewertung von durch BTS & RAUS noch nicht abgedeckte Bereiche ist bei dem hier vorgeschlagenen Vorgehen von einer guten Akzeptanz auszugehen. Da die zwölf Aspekte des Welfare Quality® alle drei Ansätze nach Fraser enthalten (siehe Kapitel 5.1), decken sie ebenfalls alle Erwartungen der verschiedenen Bevölkerungsgruppen und involvierten Akteure ab. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass Tabelle 39 lediglich Vorschläge für eine umfassendere Tierwohlbewertung enthält. Für die Auswahl müsste sowohl neben der Machbarkeit, Validität und der Reproduzierbarkeit geklärt werden, welche Kriterien und Aspekte wie hoch bewertet werden sollen, um festzulegen, was im Rahmen der Strategie als maximale Tierwohlbewertung (= voller Balken in dem hier verwendeten Schema) gelten soll. Die vorgenommene Bewertung deckt lediglich auf, in welchen Bereichen mehr oder weniger Potenzial vorhanden ist. Die Vergabe der Punkte und die zu erreichenden Punkte lassen sich – wie einleitend dargestellt – nicht allein aufgrund von wissenschaftlichen Erkenntnissen zur Tiergerechtigkeit klären, sondern basiert auf Werten und Vorstellungen der jeweiligen Akteure.

BTS & RAUS sind auf vielen Schweizer Landwirtschaftsbetrieben bereits etabliert (Tabelle 37), werden im Rahmen der ÖLN-Kontrollen überprüft und deren Nachweis ist deshalb betriebsindividuell bereits verfügbar. Für die Erhebung von weitergehenden Anforderungen ist zu prüfen, ob diese nicht bereits über andere Programme abgedeckt sind. Beispielsweise falls für Milchkühe Vorgaben zum Raufutter-Kraffutter-Verhältnis aufgenommen werden sollen, könnte dies über die Teilnahme am Programm „Beitrag für die graslandbasierte Milch- und Fleischproduktion (GMF)“ erfolgen. Die meisten Daten dürften aber nicht vorliegen und müssten neu erhoben werden. Selbst zu deklarierende Daten könnten beispielsweise bei der Erfassung in die IP Suisse-Datenbank integriert werden. Eine Kontrolle der durch den Landwirten deklarierten Daten müsste über eine Erhebung auf dem Betrieb geschehen und bestenfalls in die bereits durchgeführten Kontrollen integriert werden. Verstösse müssten eine Rückstufung in der Tierwohlbewertung zur Folge haben.

5.6 Empfehlung

Tierwohl ist von Werten und Idealen abhängig und aus wissenschaftlicher Sicht nicht abschliessend definier- oder bewertbar. Der hier verfolgte Ansatz, die Vollständigkeit von bereits verfügbaren Daten zur Tierwohlbeurteilung zu überprüfen und zu ergänzen, ist vor allem im Hinblick auf die breite Anwendung in der Praxis sinnvoll. Das hier beschriebene Vorgehen soll exemplarisch darstellen, wie die Vollständigkeit eines Indikators relativ pragmatisch abgeschätzt werden kann. Dies ist jedoch nur als erster Schritt einer Tierwohlbewertung im Rahmen eines Nachhaltigkeitskonzeptes zu betrachten. Es besteht erheblicher Forschungsbedarf.

Zum einen müsste die Korrelation von BTS & RAUS als ressourcenbasierte Indikatoren mit dem tatsächlichen Tierwohl weiterführend wissenschaftlich überprüft werden. Da es keinen Golden Standard zur Tierwohlbeurteilung gibt, drängt sich die Frage nach einem geeigneten Referenzwert auf. Neben der Abschätzung, inwiefern die einzelnen Tierwohlaspekte abgedeckt sind, sollte die Korrelation mit anderen Tierwohlbewertungsmethoden beurteilt werden. Der Vergleich von Welfare Quality®, QBA- und TGI-Ergebnissen mit dem jeweiligen Tierwohlstandard auf dem Betrieb würde sich dafür anbieten. Zum anderen müssten die zusätzlich vorgeschlagenen Parameter vor ihrer Integration in die Tierwohlbewertung ebenfalls validiert und auf ihre Machbarkeit überprüft werden. Hierfür ist eine tierartindividuelle und betriebszweigspezifische Analyse unumgänglich. Insbesondere im Bereich des positiven emotionalen Zustandes sowie einer guten Mensch-Tier-Beziehung besteht weiterer Forschungsbedarf.

5.7 Schlussfolgerung und Fazit

Der derzeitige Wissensstand lässt keine abschliessende Definition von Tierwohl und damit keine Herleitung eines wissenschaftlich fundierten, allgemeingültigen TierwohlindeX' zu. Eine Reduktion auf wenige oder allein-stehende Indikatoren (z. B. Antibiotikaeinsatz) zur Tierwohlbeurteilung ist vermutlich nicht möglich, da sie der Komplexität und Mehrdimensionalität von Tierwohl nicht gerecht werden können und auch die entsprechenden Daten zumindest derzeit nicht in geeigneter Form vorliegen.

Eine Abstützung auf eine Vielzahl an Parameter, welche die zwölf erwähnten Tierwohlaspekte möglichst gut abdecken, ist zum derzeitigen Stand des Wissens unabdingbar. Die Wahl der Parameter sowie deren Verrechnung und Gewichtung sind aber letztlich immer subjektiv, können und sollen aber soweit als möglich auf Expertenmeinungen und Fachwissen beruhen. Schlussendlich wird jeder TierwohlindeX nur spezifisch für ein bestimmtes Publikum und für einen bestimmten Zweck gebildet: Tierwohl ist, was der TierwohlindeX misst. Als pragmatischer Ansatz sowie zur Eingrenzung des Aufwandes wird im Rahmen dieses Projekts vorgeschlagen, bereits verfügbare Daten als Parameter zu verwenden. Für die Schweizerischen Bedingungen bietet sich hier derzeit der Einbezug von Daten im Rahmen von der Kontrolle von BTS & RAUS an. Allerdings ist auch hier die Frage nach validen, machbaren und wiederholbaren Parametern noch nicht abschliessend geklärt. Die vorgeschlagenen Parameter zur Kontrolle der von BTS & RAUS nicht abgedeckten Aspekte des Tierwohls müssten zusätzlich definiert und ihre Eignung wissenschaftlich abgeklärt werden.

6 Landschaftsbild

Beatrice Schüpbach, Andreas Roesch

6.1 Einleitung

Die Landwirtschaft belegt (inklusive Sömmerungsflächen) knapp 36 % der Schweizerischen Landesfläche (BFS 2013) und prägt damit grosse Teile der Schweiz. Ästhetische und spirituelle „Leistungen“ gehören gemäss dem Millennium Ecosystem Assessment (MEA) zu den „cultural ecosystem services“ (MEA 2005). Dies bedeutet, dass eine nachhaltige Landwirtschaft nebst der Nahrungsmittelproduktion mit einem schönen Landschaftsbild zur kulturellen Identität und zum menschlichen Wohlbefinden beiträgt. Das landwirtschaftlich genutzte Gebiet ist in häufig auch Erholungsraum für die Bevölkerung. Erholung und Wohlbefinden sind Komponenten der sozialen Dimension der Nachhaltigkeit.

Die Forschung zur Landschaftswahrnehmung führte zu verschiedenen Theorien zur Erklärung von Landschaftspräferenzen. Bourassa (1991) hat sich eingehend mit diesen Theorien befasst und sie in drei Ebenen zusammengefasst. Die erste Ebene, die „biologische Ebene“, umfasst die sogenannten Habitattheorien (z.B. Kaplan und Kaplan (1989); Oriens (2001)). Die Habitattheorien erklären Landschaftspräferenzen mit evolutionsbiologischen Argumenten. Eine Landschaft, welche das Überleben der frühen Menschen erleichterte, wird auch heute noch bevorzugt. Eine solche Landschaft bietet z. B. Abwechslung, einfache Orientierung im Raum aber auch Möglichkeiten, sich zu verstecken. Die Landschaftspräferenzen, die damit erklärt werden, sind über die Zeit und über verschiedene Kulturen, Bevölkerungsgruppen und soziale Schichten stabil. Menschen mögen parkartige (savannenartige) Landschaften und Landschaften mit Gewässern. Die zweite Ebene, die soziale Ebene, erklärt den Symbolgehalt einer Landschaft mit sozialen und kulturellen Argumenten. So werden etwa Landschaften, die Gefühle wie „Heimat“, „Identifikation“ und „Ortsgebundenheit“ auslösen, bevorzugt. Die soziale und kulturelle Prägung dieser Präferenzen führt dazu, dass sich die Präferenzen zeitlich ändern und zwischen verschiedenen Kulturen, Bevölkerungsgruppen und soziale Schichten Unterschiede aufweisen können. Als dritte Ebene postuliert Bourassa (1991) die individuelle Ebene. Sie besagt, dass sich ein Teil der Landschaftspräferenzen durch individuelle Erfahrungen, Wissen und Wünsche erklären lässt.

Zusammenfassend kann man festhalten, dass die Landschaftswahrnehmung sowohl objektive wie subjektive Aspekte umfasst. Zudem gibt es eine grosse Vielfalt an Modellen, welche eine Messung der Qualität des Landschaftsbildes erlauben.

6.2 Relevanz des Themas

Die Beurteilung des Landschaftsbildes als Komponente der sozialen Dimension der Nachhaltigkeit wird bei der Bewertung der Nachhaltigkeit häufig vernachlässigt, wie dies eine Übersicht über verschiedene Ökobilanz- und Ökobilanzähnlichen Methoden zeigt (Biewald und Schumacher 1991; Brosion 1999; Wetterich und Haas 1999; Oppermann 2003a; Braband 2006; Westbury *et al.* 2011; Louwagie *et al.* 2012). In diesen Methoden wird das Landschaftsbild häufig nicht explizit als Umweltkategorie, sondern als Bestandteil der Biodiversität betrachtet (Wetterich und Haas 1999; Braband 2006; Grenz *et al.* 2012c). Eine umfassende Methodik zur Bewertung der Landschaft hat Blumentrath (2010) mit dem ‚ästhetischen Betriebsinventar‘ entwickelt. Sie konzentriert sich ausschliesslich auf das Landschaftsbild und basiert auf diversen Landschaftsinventaren und Eingaben von Landschaftselementen durch die Landwirte über ein GIS Webinterface. Diese hat das Ziel den Landwirten zu zeigen, wo sie ihre Umweltleistungen verbessern können. Wegen der umfassenden Dateneingabe ist die Methodik zu komplex für eine Bewertung der gesamten Nachhaltigkeit.

Der Einbezug des Landschaftsbildes in die Bewertung der Nachhaltigkeit ist aus zwei Gründen wichtig. Erstens werden damit auch die Bedürfnisse der nicht landwirtschaftlichen Bevölkerung berücksichtigt, während in Kapitel 3 Methoden vorgestellt werden, welche das Wohlbefinden der Landwirte beurteilen. Die Bevölkerung unterstützt die Landwirtschaft einerseits indirekt über staatliche Direktzahlungen, andererseits aber auch über den Kauf der Produkte. Wenn gezeigt werden kann, dass bestimmte Produkte zu einem schöneren Landschaftsbild führen, ist dies ein (weiteres) Argument für eine nachhaltigere Landwirtschaft. Der zweite Grund liegt bei der Beurteilung der Milch- und Fleischwirtschaft. Bei bisherigen Ökobilanzmethoden (z. B.

SALCA) weisen Betriebe mit extensiver, weidebasierter Viehwirtschaft (z. B. Mutterkuhhaltung) häufig eine höhere Biodiversität auf, haben aber eine schlechtere Klimabilanz als intensive Stallbetriebe und erzielen geringere Erträge. Deshalb wird die extensive Viehwirtschaft bei den Ökobilanzen häufig als weniger vorteilhaft bewertet als die intensive (stallbasierte) Viehwirtschaft. Bei der Betrachtung der Landschaft zeigt sich, dass die extensiv genutzten Flächen, die bei der extensiven weidebasierten Viehwirtschaft häufig vorkommen, hoch bewertet werden. Dies gilt auch für weidende Kühe (Schüpbach *et al.* 2009). Der Einbezug des Landschaftsbildes könnte deshalb gerade in der Viehwirtschaft zu einem differenzierteren Bild führen. Ein geeigneter Indikator muss jedoch noch entwickelt werden.

6.3 Überblick

6.3.1 Theoretischer Hintergrund zu Landschaftsindikatoren

Das Interesse am Landschaftsbild als ‚Nebenprodukt‘ der Landwirtschaft und seine Bedeutung für Freizeit und Erholung der Bevölkerung nehmen weiterhin zu. Damit verbunden ist auch die Anerkennung der Leistung der Landschaftspflege durch die Landwirtschaft mittels Direktzahlungen sowohl in der Schweiz als auch in der EU. Entsprechend gibt es wissenschaftliche Bemühungen, die Untersuchungen zur Überprüfung der Wirkung der Direktzahlungen (EEA 2005, 2006; Dramstad und Fjellstad 2011; Paracchini und Capitani 2011; Paracchini *et al.* 2012; Kienast *et al.* 2013) mit entsprechenden Indikatoren zu ergänzen.

Ein umfassendes Werk zur Definition von Indikatoren zur Messung der Landschaftsqualität wurde von Tveit *et al.* (2006) entwickelt. Es umfasst neun Konzepte, die verschiedene Aspekte der Landschaftspräferenzen beurteilen und zu diesem Zweck Indikatoren zur Bewertung der Qualität der Landschaft vorschlagen. Die neun Konzepte sind in Tabelle 40 zusammengefasst.

Tabelle 40: Die neun Konzepte nach Tveit *et al.* (2006) mit Beschreibung und potenziellen Indikatoren.

Name des Konzeptes	Beschreibung	Potenzielle Indikatoren
Landschaftspflege (Stewardship)	Misst den Grad der Ordnung in der Landschaft und die Pflege der Landschaft.	Anteil an verbuschtem oder brach gefallenem Land, Unterhalt von Gebäuden.
Einheit der Landschaft (Coherence)	Misst die Anpassung der Nutzung an die Umweltbedingungen oder die Einheitlichkeit einer Landschaft durch sich wiederholende Muster gemessen.	Sich wiederholende Muster von Farben und Strukturen, das Zusammenpassen von Landnutzung und natürlichem Potenzial.
Störung der Landschaft (Disturbance)	Misst das Gegenteil des vorangehenden. Einer ‚gestörten Landschaft‘ fehlt der Zusammenhang. Nicht zueinander passende Elemente kommen nebeneinander vor.	Zahl und die Sichtbarkeit von störenden, fremden Elementen.
Geschichtlichkeit (Historicity)	Misst die geschichtliche Kontinuität und die Sichtbarkeit der Geschichte in der Landschaft.	Anzahl und Alter von kulturellen Elementen (Gebäude, Brunnen, Wegkreuze, Mauern, Zäune, etc.) in der Landschaft.
Räumliche Gliederung (Visual scale)	Beschreibt die räumliche Gliederung der Landschaft.	die Topographie, die Offenheit der Landschaft oder der Grad ihrer Kleinteiligkeit.
Einzigartigkeit (Imageability)	Misst die Einzigartigkeit der Landschaft durch Wahrzeichen, Aussichtspunkte oder sonstig spezielle Landschaftselemente.	Anzahl Aussichtspunkte, historische Elemente, einzigartige Elemente, Anzahl stehende oder fließende Gewässer.

Name des Konzeptes	Beschreibung	Potenzielle Indikatoren
Komplexität (Complexity)	Beschreibt die Abwechslung und Diversität der Landschaft	Diversitäts- oder Dominanz-Indikatoren, Vielfalt an Formen und Grenzlinien.
Naturnähe (Naturalness)	Misst die Nähe der Landschaft zu einem als ‚natürlich‘ definierten Zustand.	Nutzungsintensität, Unterscheidung in permanente und temporäre Nutzungsnormen.
Kurzlebige Phänomene (Ephemera) Wetterphänomene, oder die Sichtbarkeit der wechselnden Jahreszeiten in der Landschaft	Unter kurzlebigen Phänomenen sind wetterbedingte und saisonale Veränderungen der Landschaft zusammengefasst. Dieses Konzept misst, in wie weit Landschaftselemente oder Landnutzungsformen wetterbedingte oder saisonale Veränderungen sichtbar machen können.	Anteil von Landschaftselementen, die saisonale Veränderungen zeigen.

Von diesen neun Konzepten wurde bisher vor allem das Konzept der ‚Komplexität‘ bei der Entwicklung von Landschaftsindikatoren verwendet. Die Diversität der Landschaft kann relativ einfach mit Diversitätsindizes gemessen werden. Diversitätsindizes messen aufgrund der Anzahl und der Anteile von Landschaftselementen innerhalb einer Landschaft deren Vielfalt. Dank der einfachen Berechnungsmethode wurde diese Methodik bereits häufig angewendet (Hunziker und Kienast 1999; Dramstad *et al.* 2006; Ode und Miller 2011; Frank *et al.* 2013; Plexida *et al.* 2014). In einzelnen Studien wurde ein Zusammenhang zwischen Landschaftspräferenz und Diversität nachgewiesen (Dramstad *et al.* 2006; Ode und Miller 2011). Allerdings zeigen diese Studien auch, dass mehr Diversität nicht zwingend zu stärkerer Präferenz führen muss. Sowohl Tveit *et al.* (2006) als auch Kaplan und Kaplan (1989) merken an, dass mehr Diversität nicht zwingend mit einer ‚schöneren‘ Landschaft gleichzusetzen ist.

Das Konzept der Naturnähe wurde in der Landschaftsästhetik in der Vergangenheit nur vereinzelt verwendet (Hoisl *et al.* 1987). Das ästhetische Konzept der Naturnähe muss klar von der ökologischen Betrachtungsweise der Naturnähe abgegrenzt werden. Das ästhetische Konzept bewertet Hochstammobstgärten hoch, auch wenn sie mehrmals pro Jahr mit Pestiziden besprüht werden, weil sie eine permanente Kultur und eine ursprüngliche Form einer baumbestandenen Wiese repräsentieren. Das Konzept der Naturnähe von Hoisl *et al.* (1987) ist in diesem Sinne definiert.

Das Konzept der ‚Ephemera‘ wurde bisher in der Landschaftsbewertung wohl am wenigsten berücksichtigt, obwohl die Jahreszeiten ein wichtiges Merkmal der gemässigten Klimazone sind (Brassley 1998; Jones 2007). Für die Agrarlandschaft konnte gezeigt werden, dass die Bewirtschaftung die Sichtbarkeit des jahreszeitlichen Wandels in der Landschaft deutlich beeinflusst (Stobbelaar *et al.* 2004; Stobbelaar und Hendriks 2007). Jahreszeitliche Veränderungen bieten sich deshalb an, um Auswirkungen unterschiedlicher Bewirtschaftung auf das Landschaftsbild zu messen.

6.3.2 Vorarbeiten zur Entwicklung eines Indikators

Die wichtigste Grundlage zur Entwicklung eines Indikators zur Berücksichtigung des Landschaftsbildes in die Ökobilanzmethode SALCA sind die Präferenzwerte für die sieben wichtigsten Kulturen und die sieben wichtigsten Biodiversitätsförderflächen (BFF) im Schweizer Mittelland. Eine umfangreiche Befragung diente der Erhebung der Präferenzwerte (Schüpbach *et al.*, 2009). Eine Auswahl von vier Bildern verschiedener Kulturen in unterschiedlichen Entwicklungsstadien wurde von 1500 Teilnehmenden und 280 Landwirten beurteilt. Die Präferenzwerte liegen für die folgenden Kulturen und Biodiversitätsförderflächen (BFF) vor: Mais, Rüben, (Winter)-Weizen, intensiv genutzte Naturwiese, Kunstwiese, intensiv genutzte Weide, extensiv genutzte Wiese, Feuchtwiese, Saum, Buntbrache, Hecke und Hochstammobstbäume auf intensiv genutzter Wiese. Für jedes der aufgezählten Elemente liegen Präferenzwerte für die vier bis sechs wichtigsten Ent-

wicklungsstadien vor. Diese Präferenzwerte wurden mit zeitlicher Gewichtung zu einer Reihe von Präferenzwerten zwischen März und Oktober mit einem Intervall von 2 Wochen interpoliert (Abbildung 10). Daraus ergeben sich je bewertete Kultur dreizehn Präferenzwerte, welche zu einem zeitlich gewichteten mittleren Präferenzwert zusammengefasst werden können.

Die Präferenzwerte stellen eine mögliche Bewertung der „Naturnähe“ dar. Da für jedes bewertete Landschaftselement Präferenzwerte zu unterschiedlichen Entwicklungszeitpunkten (unterschiedlichen Jahreszeiten) vorliegen, kann über diesen Präferenzwert auch die saisonale Variabilität eines Landschaftselementes dargestellt werden,

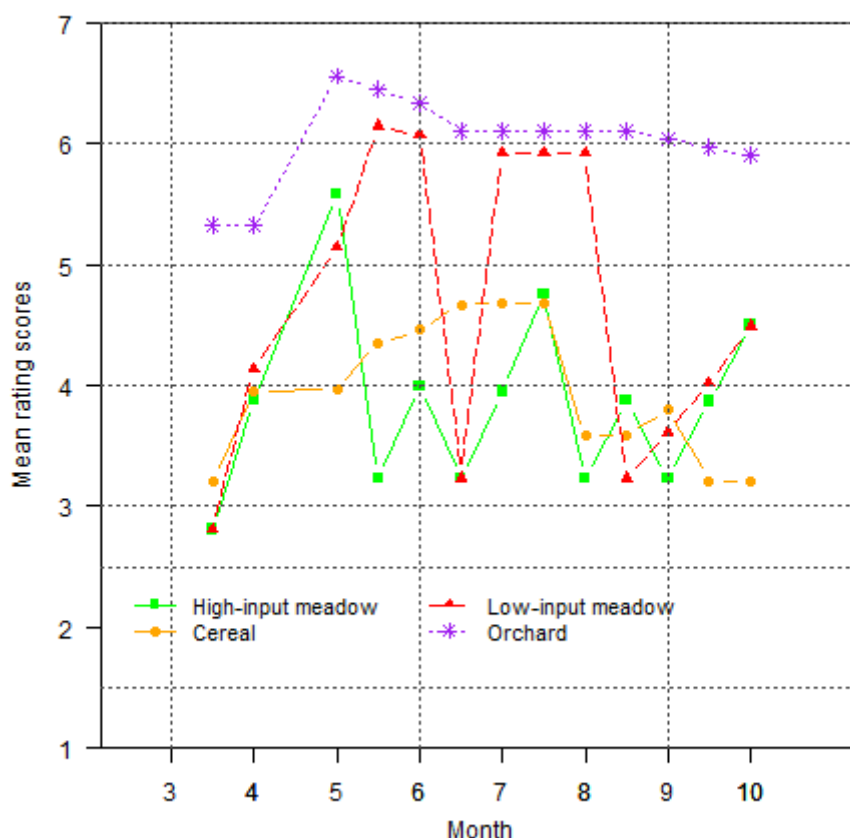


Abbildung 10: Entwicklung der Präferenzwerte für ‚intensiv genutzte Wiese‘, ‚Getreide‘, ‚extensiv genutzte Wiese‘ und ‚Hochstammobstgarten‘ zwischen März und Oktober (Schüpbach et al. 2016).

In einem ersten Versuch wurde geprüft, ob mit den Präferenzwerten und den Betriebsdaten, welche im Bundesamt für Statistik (BFS) verfügbar sind (Anteil Kulturen pro Betrieb) ein Indikator für das Landschaftsbild abgeleitet werden kann. Dafür wurden pro Betrieb die Flächen der einzelnen Kulturen mit den Präferenzwerten multipliziert und durch die Summe aller gewichteten (berücksichtigten) Flächen dividiert. Dies ergibt einen flächengewichteten Präferenzwert. Es zeigte sich, dass dieser vor allem die speziellen Landschaften (z. B. Landschaften dominiert von Hochstammobstgärten) deutlich vom Rest der Landschaften abhebt. Die restlichen Landschaften (dominiert von Ackerbau oder Grasland) wurden jedoch nicht weiter differenziert. Dadurch wird dieser einfach zu berechnende und transparente Indikator der Vielfalt von Ackerbau- und Graslandschaften nicht gerecht (Abbildung 11).

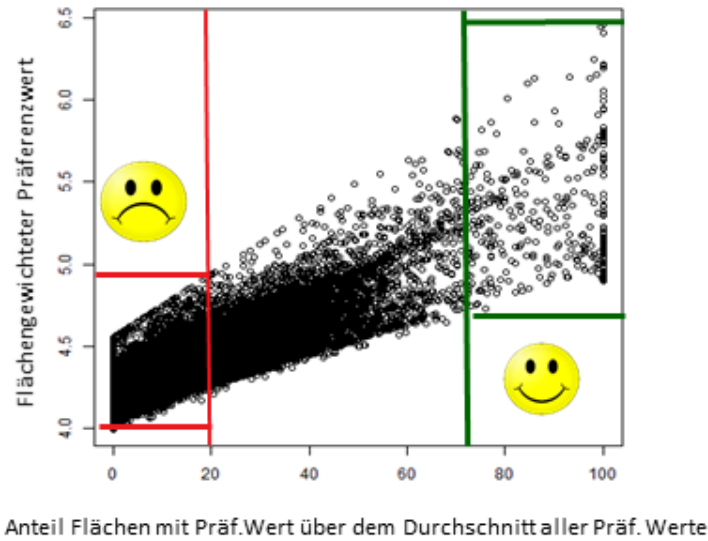


Abbildung 11: Flächengewichteter Präferenzwert in Abhängigkeit des Anteils an Elementen mit Präferenzwerten über dem Durchschnitt aller Präferenzwerte (Anteil BFF). Betriebe mit geringem BFF-Anteil (unten rechts) werden kaum differenziert, Betriebe mit hohem BFF-Anteil werden gut differenziert.

Weil die einfachste Version eines flächengewichteten Indikators nicht zielführend ist, wurde der Einbezug von Diversitätsindizes (Shannon und Inverse-Simpson-Index) geprüft. Am Beispiel von 27 Landschaftsausschnitten von 1 km² mit Landnutzungskartierung wurden Diversitätsindizes mit einer jahreszeitlich unterschiedlichen Gewichtung (Präferenzwerte) berechnet (Schüpbach *et al.* 2016). Zunächst wurde nur die Gewichtung mit Präferenzwerten verwendet, um den Effekt von „mehr Elementen führt zu höherer Diversität“ entgegenzuwirken. Es zeigte sich aber, dass die Gewichtung alleine nicht genügt, um diesen ungewollten Effekt zu verhindern. Aus diesem Grund wurde versucht, die Berechnung so zu modifizieren, dass Landschaftsveränderungen, die eine Abnahme der Fläche von hoch bewerteten Landschaftselementen zur Folge hatten, auch eine Verminderung des Diversitätsindex bewirken sollten. Dazu wurde der Aggregationstyp „schöne Landschaft“ definiert, der nachfolgend beschrieben wird. Die Ergebnisse zeigten, dass diese Form der Aggregation stark auf die hoch präferierten Landschaftselemente ausgerichtet ist und der Realität von Ackerbau und Viehwirtschaft mit verschiedenen Graslandtypen nicht gerecht wird (Schüpbach *et al.* 2016). Deshalb wurden die beiden unten ebenfalls beschriebenen Aggregationstypen („vielfältige Ackerlandschaft“ und „vielfältige Graslandschaft“ entwickelt.

- Aggregationstyp „Schöne Landschaft“: Alle Elemente, deren Präferenzwert unterhalb des Durchschnittes aller berücksichtigten Landschaftselemente liegt, werden nach der Multiplikation von der Fläche mit dem jeweiligen Präferenzwert zu einem einzigen Element aggregiert (d.h. alle Elemente gehen nur mit einer Wahrscheinlichkeit p_i in die Berechnungsformel ein). Alle übrigen Elemente, die über dem Durchschnitt aller berücksichtigten Landschaftselemente liegen (Biodiversitätsförderflächen) werden einzeln belassen. Tabelle 41 zeigt die Durchschnittswerte der einzelnen Elemente. Fettgedruckte Zahlen bedeuten, dass der Präferenzwert über dem Mittelwert von 4.857 liegt.
- Aggregationstyp „Vielfältige Ackerlandschaft“: Die verschiedenen Wiesentypen (intensiv genutzte Wiese, intensiv genutzte Weide und Kunstwiese) werden zu einem Element aggregiert. Ebenso werden die extensiv genutzte Wiese/Weide und Streuwiese zu einem Ökoelement aggregiert. Hingegen gehen alle Ackerkulturen einzeln in die Berechnung ein. Auch Buntbrachen, Säume und Hecken sowie Hochstammobstgärten werden als Einzelelemente behandelt.
- Aggregationstyp „vielfältige Graslandschaft“: Bei diesem Aggregationstyp werden alle Ackerkulturen (inkl. Buntbrachen und Säume) nach der Gewichtung der Fläche mit dem jeweiligen Präferenzwert zu einem Element aggregiert. Alle verschiedenen Arten von Graslandnutzung sowie alle BFF-Wiesen (extensiv genutzte Wiese, extensiv genutzte Weide, Streuwiese), Hochstammobstgärten und Hecken werden als Einzelelemente belassen.

Tabelle 41: Zeitlich gewichtete durchschnittliche Präferenzwerte für die einzelnen Landschaftselemente. Die fett gedruckten Elemente und Werte sind BFFs, deren zeitlich gewichteter Präferenzwert über dem Durchschnitt aller Präferenzwerte liegt.

Bezeichnung Landschaftselement	Durchschnittlicher Wert über die analysierte Periode (März bis Oktober)
Kunstwiese	3.994
Intensiv genutzte Wiese	4.109
Rüben	4.189
Wintergetreide	4.246
Mais	4.337
Raps	4.43
Intensiv genutzte Weide	4.556
Streuwiese (BFF)	4.8957
Extensiv genutzte Wiese (BFF)	4.983
Buntbrache (BFF)	5.034
Saum (BFF)	5.359
Hecke (BFF)	5.65
Extensiv genutzte Weide (BFF)	5.77
Hochstammobstgarten (BFF)	6.456

Abbildung 12 zeigt die Nutzungsanteile und den modifizierten Shannon Wert gemäss dem Aggregationstyp „Schöne Landschaft“ für simulierte Betriebe mit unterschiedlichem Anteil an BFF, Hochstammobstgärten, Wiesen und Acker. Der simulierte Betrieb mit dem höchsten Anteil an Hochstammobstgärten erreicht den tiefsten Wert des modifizierten Shannon-Index. Das bedeutet, dass sich auch mit der Aggregation der Landschaftselemente der Index-Wert erhöht, wenn Hochstammobstbäumen durch Grasland oder Äcker ersetzt werden, obwohl dadurch eine spezielle und allgemein geschätzte Landschaft in ihrem ursprünglichen Charakter beeinträchtigt wird.

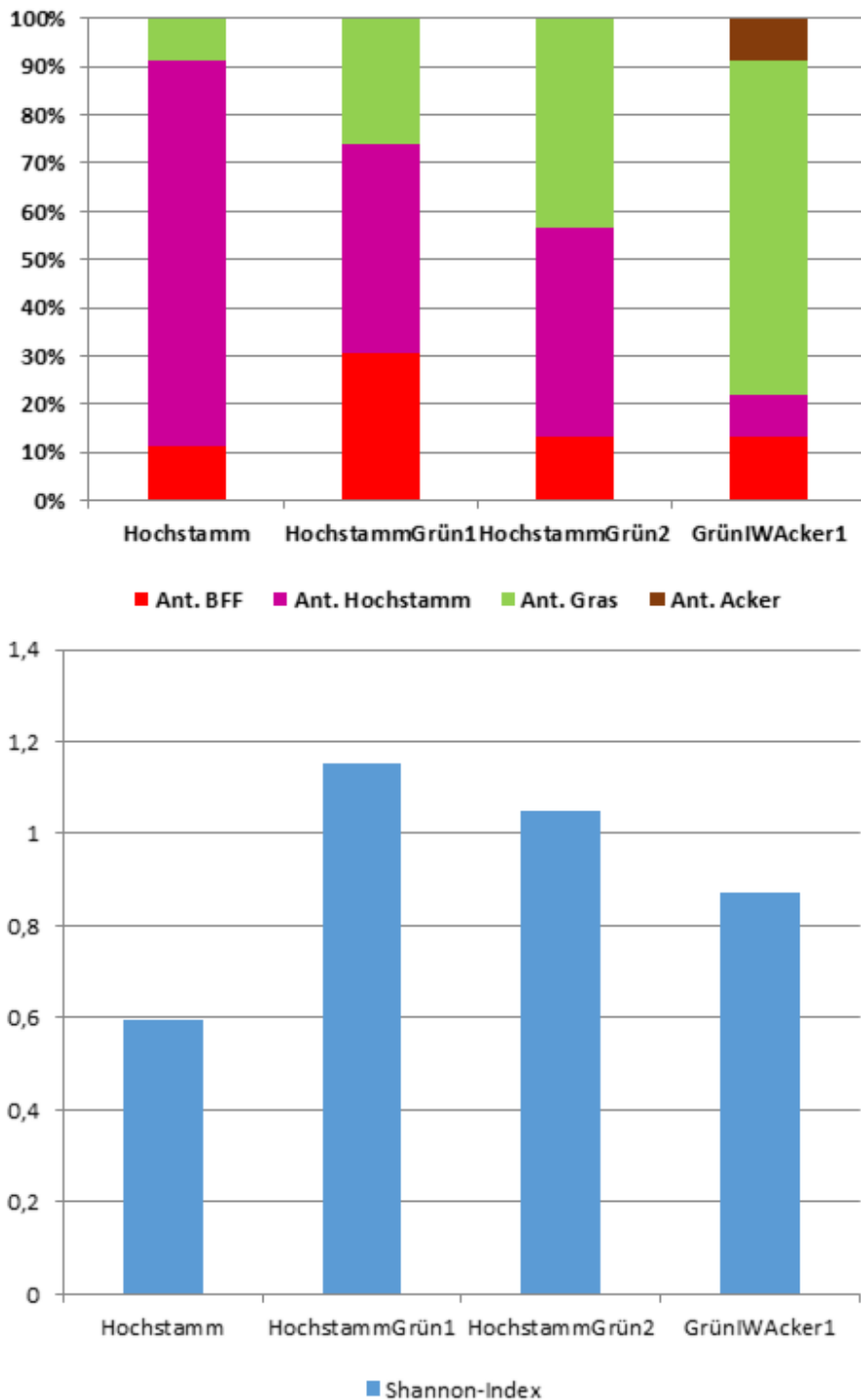
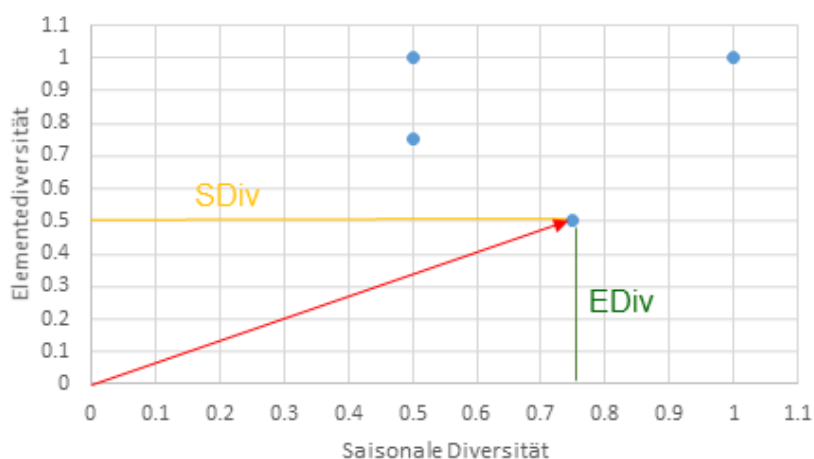


Abbildung 12: Landnutzungsanteile und entsprechende Werte des mit dem Präferenzwert gewichteten Shannon-Index, berechnet nach dem Aggregationstyp „schöne Landschaft“ für vier verschiedene Betriebe.

Der Einbezug der Präferenzwerte als Gewichtung wirkt sich vorteilhaft aus, da die modifizierten Diversitätsindizes nicht nur mit dem zeitlich gewichteten Mittelwert über die Monate März bis Oktober berechnet werden können, sondern getrennt für alle Zeitschritte, wodurch man 13 zusätzliche Indexwerte erhält. Indem man die zeitlich benachbarten gewichteten Diversitätsindizes voneinander subtrahiert und anschliessend ihre absolute Differenz aufsummiert, erhält man für jede bewertete Einheit (Landschaft oder Betrieb) die akkumulierte saisonale Diversität. Auch diese soll in den zukünftigen Index einfließen. Um die beiden Indikatorwerten (Diversität der Elemente und saisonale Diversität) auf einen einzigen Wert zu reduzieren, kann aus den beiden Werten die Euklidische Distanz berechnet werden (vgl. Abbildung 13).



Element-Diversität (EDiv) Saisonale Diversität (SDiv)
 Euklidische Distanz = $\sqrt{EDiv^2 + SDiv^2}$

Abbildung 13: Berechnung der Euklidischen Distanz zur Aggregation von Elemente-Diversität und saisonaler Diversität.

Ein Vergleich der Index-Werte (Shannon und Simpson) zeigte, dass die beiden Indizes stark korreliert sind. Da für den Shannon-Index bereits ein Zusammenhang zwischen Indexwert und Landschaftspräferenz nachgewiesen worden ist, ist es sinnvoll, für den zukünftigen Indikator den Shannon-Index zu verwenden.

6.4 Beschreibung der Indikatoren

6.5 Ziel des Indikators

Der hier entwickelte Indikator soll zum einen die Landwirtschaftsbetriebe mit einem hohen Anteil an besonders schönen Landschaftselementen (Hochstammobstbäume, Hecken und sonstige BFF) ausweisen. Andererseits soll bei den übrigen Betrieben (Ackerbau und Grasland) deren Beitrag zu landschaftlicher und saisonaler Diversität gemessen werden. Mit diesem zweistufigen Vorgehen wird erreicht, dass Betriebe mit einem hohen Anteil an „schönen“ Landschaftselementen aber geringer Diversität erhalten bleiben, da sie einen Beitrag zu einem speziellen Landschaftstyp leisten und damit die Landschaftsdiversität auf regionaler Ebene erhöhen. Gleichzeitig können aber die „gewöhnlichen“ Betriebe (Ackerbau und Grasland) mit einer Beschreibung ihres Beitrages zu räumlicher und zeitlicher Diversität innerhalb der Landschaft ihrer Region besser bewertet werden. Der Indikator besteht demzufolge aus zwei Teilindikatoren: einem flächengewichteten Präferenzwert und einem räumlich-zeitlichen Landschaftsdiversitätsindex, der auf Präferenzwerten und der Methodik eines Shannon-Index basiert.

6.5.1 Datenaufbereitung

Die Berechnung der Indikatorwerte im vorliegenden Projekt basiert auf den Betriebsdaten des Bundesamtes für Statistik (BFS) von 2013. Diese mussten zunächst so aufbereitet werden, dass den einzelnen Nutzungstypen ein Präferenzwert zugeordnet werden konnte. Wie oben erwähnt, liegen die Präferenzwerte nur für die wichtigsten Kulturen und BFF-Typen vor. Sonnenblumen, Kartoffeln, Gemüse, Beeren, Intensivobstbau und Weinbau fehlen bisher.

Da nicht für alle Nutzungstypen Präferenzwerte vorliegen, mussten nicht bewertete Nutzungstypen jeweils einem Nutzungstyp mit Präferenzwert zugeordnet werden. So wurden beispielsweise den fehlenden Präferenzwerten für Kartoffeln die Werte der Rüben zugeordnet. Der Rotationsbrache wurden die Werte der Buntbrache zugeordnet. Für Sommergetreide wurde die interpolierte Präferenzreihe des Wintergetreides mit Hilfe von Saat und Erntezeitpunkt angepasst. Zudem wurden die verschiedenen Getreidesorten (Gerste, Hafer, etc.) zusammengefasst. Eine Tabelle mit dem Mapping der Kulturen auf Nutzungstypen mit Präferenzwert befindet sich im Anhang 12. Für Spezialkulturen wie Gemüse, Weinbau und Intensivobstbau (Niederstammobstbäume) liegen keine Präferenzwerte vor.

Die Berechnung beider Teilindizes wird nur für Betriebe durchgeführt, bei denen für mindestens 75 % der Fläche ein Präferenzwert, der Präferenzwert eines Ersatzelementes oder eines ähnlichen Elementes vorlag. Wald und Sömmerungsflächen werden nicht bewertet und aus der zu bewertenden Betriebsfläche ausgeschlossen, da sie einerseits nicht zur LN gehört. Ausserdem sind die Sömmerungsflächen nur in der Datenbank aufgeführt, wenn der Betrieb selber über Sömmerungsflächen verfügt. Das heisst aber nicht, dass nicht andere Betriebe auch Tiere sömmeren würden und damit auch einen Beitrag zur Landschaftspflege im Sömmerungsgebiet leisten würden.

6.5.2 Methodisches Vorgehen

Aufgrund der Schlussfolgerungen von Kapitel 6.3 wurden zwei Indikatoren berechnet: Der flächengewichtete Präferenzwert und der auf Präferenzwerten und dem Shannon-Index basierende räumlich-zeitliche Landschaftsdiversitätsindex.

Der flächengewichtete Präferenzwert (fgPw) berechnet sich aus den Flächen der einzelnen Kulturen und dem entsprechenden Präferenzwert nach der folgenden Formel:

$$fgPw = \frac{\sum f_j \cdot s_j}{\sum f_j}, \quad 2$$

wobei:

f_i = Fläche Landschaftselement i

s_i = Präferenzwert Landschaftselement i.

Der räumlich-zeitliche Landschaftsdiversitätsindex basiert wie oben beschrieben auf einem Shannon-Index. Vor der Berechnung des Index werden die Flächen der einzelnen Landschaftselemente mit dem jeweiligen Präferenzwert multipliziert. Daraus ergibt sich die folgende Formel:

$$H = -\sum_{i=1}^n f_i \cdot s_i \cdot \ln(f_i \cdot s_i) = -\sum_{i=1}^n p_i \cdot \ln(p_i) \quad 3$$

wobei

f_i = Fläche Landschaftselement i

s_i = Präferenzwert Landschaftselement i

n = Anzahl Landschaftselemente des Betriebs

$p_i = f_i \cdot s_i$.

Der Shannon-Index H beschreibt den Beitrag des Landwirtschaftsbetriebes zur Diversität der Landschaft. Wie in Kapitel 6.3 wird der abgewandelte Shannon-Index sowohl für den zeitlich gewichteten mittleren Präferenzwert als auch für jedes der 13 Einzelstadien des Präferenzwertes zwischen März und April berechnet. Aus den 13 Einzelstadien wird die akkumulierte saisonale Diversität berechnet. Über die Euklidische Distanz werden die beiden Indizes zu einem Index aggregiert (Kapitel 6.3.2).

Sowohl zur Berechnung des flächengewichteten Präferenzwertes als auch zur Berechnung der verschiedenen Shannon-Indizes wird der Präferenzwert aus Schüpbach *et al* (2009) als Gewichtung verwendet (vgl. Abschnitt 6.3.2). Ausserdem werden die Landschaftselemente wie oben beschrieben aggregiert. Die Flächen der Landschaftselemente je Betrieb werden aus den Betriebsdaten des BFS entnommen, sie können aber auch aus den AGIS-Daten der landwirtschaftlichen Strukturdatenerhebung entnommen werden.

6.6 Evaluation der Indikatoren

6.6.1 Vollständigkeit („completeness of scope“)

Betrachtet man die Theorie von Tveit *et al.* (2006) mit den neun Konzepten (vgl. Kapitel 6.3), wird offensichtlich, dass mit der Berücksichtigung von Naturnähe, Diversität und Jahreszeiten nur ein kleiner Teil der Eigenschaften, welche die Qualität des Landschaftsbildes ausmacht, berücksichtigt wird. Aspekte wie die

Nachvollziehbarkeit der Geschichte der Landschaft, deren Einzigartigkeit oder deren Gepflegtheit fließen nicht ein. Die Erhebung all dieser Aspekte für die gesamte Schweizer Agrarlandschaft würde einen beträchtlichen Aufwand bedeuten. Einige dieser Aspekte könnten aber auch nicht einzig basierend auf Betriebsdaten erhoben werden, da kulturelle Elemente oder brachliegende Flächen so nicht in der Betriebsdatenbank enthalten sind. Für die Erhebung weiterer Aspekte wäre ein deutlich grösserer Aufwand zur Datenbeschaffung aber auch zur Entwicklung eines anwendungsbereiten Indikators notwendig.

Im Hinblick auf die vorgeschlagene Vorgehensweise muss nochmals darauf hingewiesen werden, dass für einige Kulturen noch keine Präferenzwerte vorliegen. So fehlen die Präferenzwerte der Spezialkulturen wie Gemüsebau, Weinbau, Intensivobstbau, Beeren, aber auch von Kartoffeln und Sonnenblumen. Wir empfehlen, diese Werte mit ähnlichen Methoden zu erheben, wie sie bei der Erhebung der ersten Präferenzwerte benutzt wurden (Schüpbach *et al.* 2009).

6.6.2 Bewertung der Robustheit und Unsicherheiten

Die Zuordnung der Präferenzwerte ist mit Unsicherheiten behaftet, da die Präferenzwerte für die BFF-Wiesen und Weiden auf den Fotos in Schüpbach *et al.* (2009) auf BFF-Flächen mit botanischer Qualität basieren. Von den 2013 bestehenden BFF-Flächen sind 123'994 ha extensive Wiesen, Weiden und Streueflächen. Davon haben aber nur 41'457 ha (33.4 %) als Wiesen, Weiden oder Streueflächen mit botanischer Qualität angemeldet. Dasselbe gilt für extensiv und wenig intensiv genutzte Wiesen und Weiden, die nicht als BFF bewirtschaftet werden. Sie können – müssen aber nicht – trotzdem von guter botanischer Qualität, d.h. blütenreich und farbig sein. Bei der Berechnung der Indikatoren wurde allen BFF-Flächen sowie den extensiv genutzten Wiesen und Weiden, die nicht BFF-Flächen sind, der Präferenzwert der entsprechenden BFF-Fläche zugeordnet. Wenn die Betriebsdaten Informationen zur botanischen Qualität von Wiesen und Weiden enthalten würden, würde dies die Qualität der Indikatoren deutlich verbessern.

Mit der Bedingung, dass 75 % der LN einem Präferenzwert zugeordnet sein müssen, ist das Problem von Datenlücken bei den Präferenzwerten weitgehend berücksichtigt. Alle Betriebe, bei denen weniger als 75 % der LN einem Präferenzwert zugeordnet waren, wurden nicht in die Bewertung einbezogen.

6.6.3 Transparenz und Reproduzierbarkeit

Bei geeigneter Datenaufbereitung und Indikatorberechnung sind die verschiedenen Indikatoren transparent und reproduzierbar zu berechnen. Wichtige Grundlagen sind dabei Access (oder eine andere Datenbank) zur Datenhaltung und R (oder ein anderes Skript-orientiertes Programm) zur Berechnung der Indikatoren.

6.6.4 Anwendbarkeit: Kommunizierbarkeit und Praxistauglichkeit

Der Vorteil der Kombination der beiden Indizes (flächengewichteter Präferenzwert und räumlich-zeitlicher Landschaftsdiversitätsindex) ist die einfache Datenerhebung und die relativ einfache Berechnung. Auch wenn noch nicht alle Kulturen Präferenzwerte haben, konnten von insgesamt 50'553 Betrieben 86 % der Betriebe bewertet werden. Voraussetzung dafür war, dass für 75 % der LN ein Präferenzwert vorhanden war. Der Anteil der bewerteten Betriebe ist allerdings auch vom Betriebstyp abhängig. Von den Spezialbetrieben konnten nur 12 % bewertet werden, von den Veredelungsbetrieben 63 % während von den übrigen Betrieben zwischen 89 % und 98 % bewertet wurden.

Die nötige Differenzierung zwischen Betrieben mit speziellen, ästhetisch hoch bewerteten Landnutzungsformen erschwert die einfache Anwendbarkeit etwas, da für die Anwendung der verschiedenen Indizes eine Definition von Schwellenwerten notwendig ist.

6.7 Empfehlung

Zur Anwendung eines Indikators für das Landschaftsbild in der Nachhaltigkeitsbewertung werden zwei Teilindikatoren und ein dreistufiges Verfahren vorgeschlagen. Die drei Stufen unterscheiden sich durch teilweise noch zu definierende Schwellenwerte. In Abbildung 15 ist ein Entwurf für einen Entscheidungsbaum dargestellt. Der Entscheidungsbaum soll helfen, für den einzelnen Betrieb den ‚richtigen‘ Indikator auszuwählen, so dass einerseits „spezielle Betriebe“ erhalten bleiben, andererseits aber auch innerhalb der übrigen Betriebe eine Differenzierung möglich ist.

In einer ersten Stufe geht es darum, Betriebe mit wenigen aber hoch bewerteten Landschaftselementen (z. B. Hochstammobstgärten) von den übrigen zu trennen. Ein naheliegender Schwellenwert dazu ist die Bedingung, dass der flächengewichtete Präferenzwert höher als der Mittelwert aller Präferenzwerte sein soll, da dies doch bedeutet, dass auf diesem Betrieb ein grosser Teil der vorhandenen Landschaftselemente überdurchschnittlich hoch bewertet werden. Erfahrungsgemäss handelt es sich dabei um Betriebe mit hohem Anteil an Hochstammobstgärten, Hecken und teilweise BFF. Betriebe mit einem hohen Anteil an Hochstammobstgärten sind zwar nicht besonders vielfältig, sie leisten aber einen Beitrag zu einem speziellen und wertvollen Landschaftsbild. Der Verlust von Landschaften mit grossflächigen Hochstammobstgärten bedeutet auf der Ebene der Schweiz eine Einbusse an Landschaftsdiversität.

Schwieriger zu definieren ist der zweite Schwellenwert. Es ist aber einleuchtend, dass der Durchschnitt aller Präferenzwerte keine absolute Grenze darstellen kann. Betriebe deren flächengewichteter Präferenzwert knapp unter diesem ersten Schwellenwert liegt, können zwar nicht mehr direkt als „schön“ bezeichnet werden. In der Regel enthalten aber diese Betriebe einen relativ hohen Anteil an BFF (deutlich über 7 %), was sie ebenfalls „speziell“ macht. Dieser Anteil an BFF sollte aber Abhängigkeit von Betriebstyp und Zone zu beurteilt werden. So ist ein Ackerbaubetrieb im Talgebiet mit 20 % BFF anders zu beurteilen als ein Bergbetrieb ebenfalls mit 20 % BFF. Denkbar wäre es, diese Grenzwerte an Grenzwerte der Biodiversität anzulehnen.

Liegt der flächengewichtete Präferenzwert eines Betriebes unterhalb dieses zweiten Schwellenwertes wird der räumlich-zeitliche Landschaftsdiversitätsindex basierend auf dem Shannon-Index berechnet. Um der Art des Betriebes (Ackerbau, Grasland oder gemischt) gerecht zu werden, ist zuerst der Ackerbauanteil zu bestimmen. Liegt dieser beispielsweise unter 20 % könnte der Index für „Vielfältiges Grasland“ verwendet werden. Bei einem Anteil des Ackerbaus zwischen 20 und 40 % könnte sowohl der Landschaftsdiversitätsindex für „Vielfältiges Grasland“ und für „Vielfältiges Ackerland“ berechnet werden. Für Betriebe, deren Ackerbauanteil mindestens 40 % beträgt, könnte der Landschaftsdiversitätsindex „Vielfältiges Ackerland“ berechnet werden. Dies soll nur ein erster Vorschlag für die Wahl von Schwellenwerten sein, welche es in Testphasen genauer zu verifizieren gilt. Abbildung 14 zeigt die Indexwerte in Abhängigkeit des Verhältnisses von Ackerbau zu Grasland. Generell ist das Ziel, für jeden Betrieb den Aggregationstyp zu finden, der seinen positiven Beitrag zum Landschaftsbild am besten abbildet.

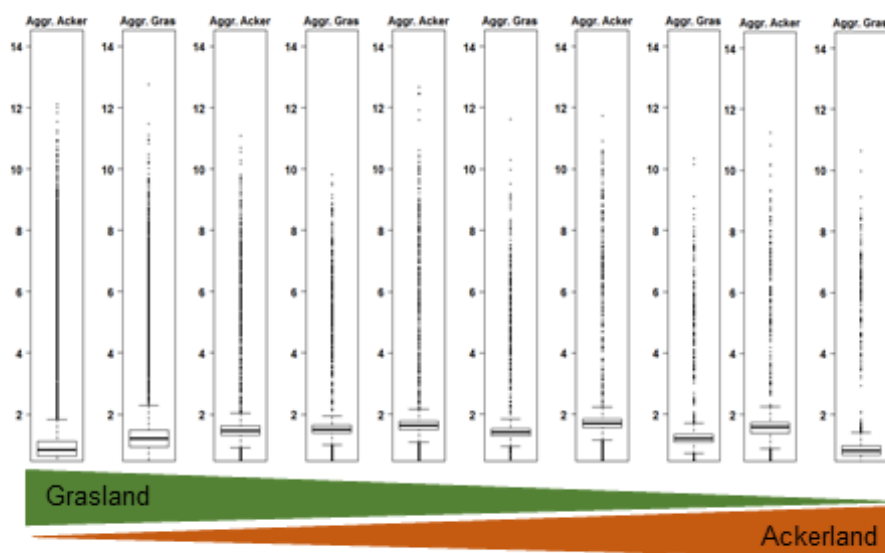


Abbildung 14: Streuung der Index-Werte (basierend auf Shannon) nach den Aggregationstypen „vielfältige Ackerlandschaft“ und „vielfältige Graslandschaft“ in Abhängigkeit des Verhältnisses von Ackerbau und Grasland.

Die definitive Ausgestaltung dieses Entscheidungsbaumes (siehe Abbildung 15) sollte in einer Testphase mit Betrieben, die sich in der Landnutzung (Ackerbau – Grasland) unterscheiden und in unterschiedlichen Zonen (Tal – Hügel – Berg) liegen, verfeinert werden.

Weitere Überlegungen zur Beurteilung der zeitlichen Entwicklung der Indexwerte sind im Rahmen einer Testphase anzugehen. So könnten z. B. aus den Erfahrungswerten mehrerer Jahre Zielwerte formuliert werden, die sich an den Betrieben mit höheren Indexwerten orientieren. Andererseits ist auch damit zu rechnen, dass Betriebe ihre Nutzung verändern. Die Bewertung solcher Veränderungen muss ebenfalls genau reflektiert werden. Schliesslich ist absehbar, dass sich mit der Ergänzung der Präferenzwerte (Weinbau, Gemüsebau, etc.) der Durchschnitt aller Präferenzwerte verändern wird. Dies bedeutet, dass die Definition des Durchschnittes aller Präferenzwert überdacht werden muss, da dieser die Funktion hat, Betriebe mit wenigen, aber hoch bewerteten Landschaftselementen (z. B. Hochstammobstgärten) auszuweisen und deren dazugehöriges Landschaftsbild zu schützen. Derselbe Mechanismus könnte möglicherweise auch für (ausgewählte) Weinbaulandschaften gelten.

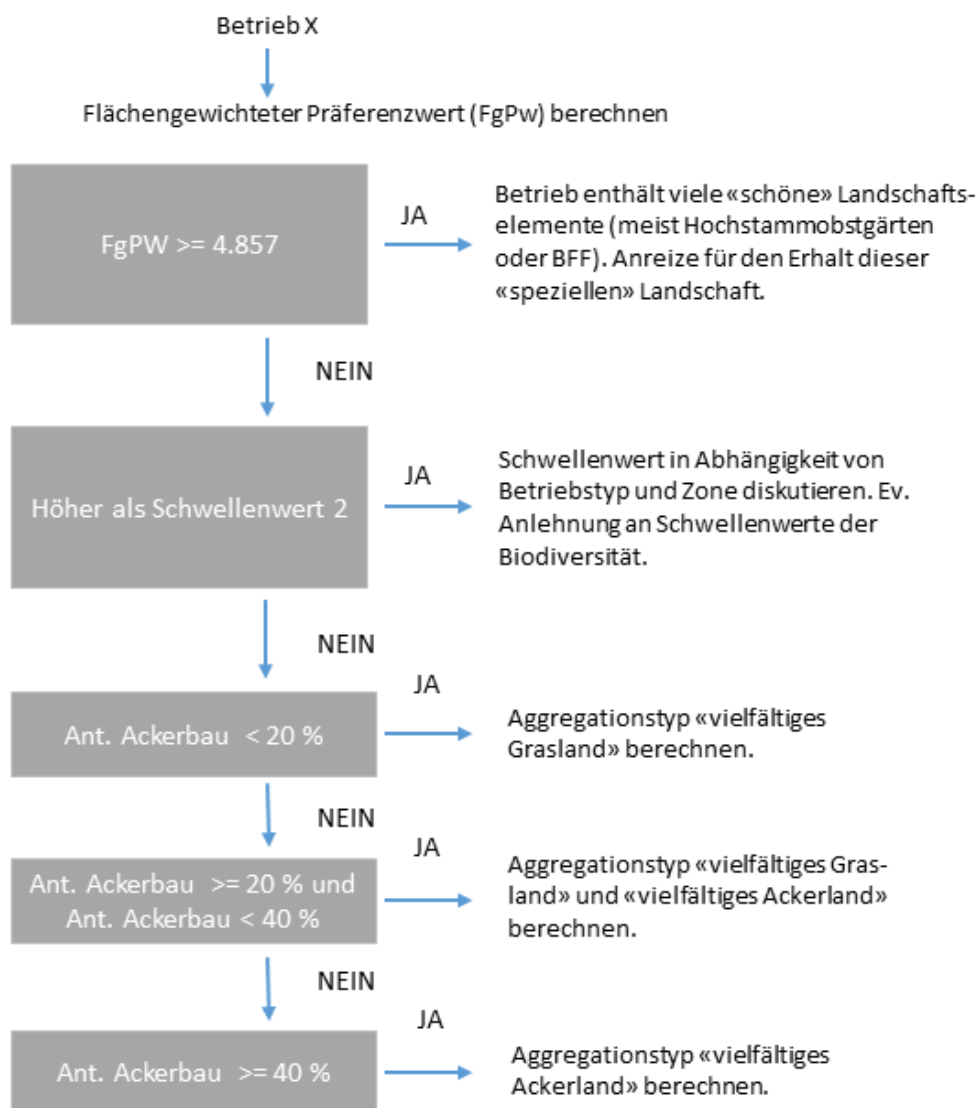


Abbildung 15: Entwurf eines Entscheidungsbaumes zur Berechnung des geeigneten Indikators für das Landschaftsbild.

6.8 Schlussfolgerung und Fazit

Die Studie zeigt die Möglichkeit auf, den Aspekt des Landschaftsbildes in die Ökobilanz und damit in eine Nachhaltigkeitsbewertung zu integrieren. Trotz fehlender Präferenzwerte konnten aber für 86 % aller Betriebe in der BFS Strukturdatenbank mindestens 75 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche bewertet werden. Der Vorteil der beiden vorgeschlagenen Teilindizes (flächengewichteter Präferenzwert und räumlich-zeitlicher Diversitätswert basierend auf dem Shannon-Index) ist, dass er auf neusten Erkenntnissen basiert und zudem

mehrere Aspekte eines Konzeptes zur Definition von Landschaftsindikatoren berücksichtigt. Vorteilhaft ist, dass der Index auf der Basis von Strukturdaten berechnet werden kann. Die fehlende Präzisierung der beiden Schwellenwerte verzögert zwar eine rasche Umsetzung; sie sind aber wichtig, um den landschaftlichen Kontext einzubeziehen. Zur Festlegung der Schwellenwerte aber auch zur Klärung verschiedener Detailfragen ist eine Testphase mit 50 bis 100 nach festgelegten Kriterien ausgewählten Betrieben notwendig.

Teil II: Wirtschaftliche Dimension

7 Wirtschaftliche Indikatoren

Alexander Zorn, Andreas Weber, Markus Lips

7.1 Einleitung

Die Betrachtungsebene dieser Analyse ist der landwirtschaftliche Betrieb (mikroökonomische Ebene). Auf dieser Ebene wird die ökonomische Nachhaltigkeit häufig als (langfristige) Existenzfähigkeit des Betriebs definiert (z.B. Christen 1996; Landais 1998; Heissenhuber 2000). Die Existenzfähigkeit eines Betriebes hängt einerseits von dessen gegenwärtiger wirtschaftlicher Situation, als auch von der Entwicklung der wirtschaftlichen, politischen und institutionellen Rahmenbedingungen ab. Wesentlichen Einfluss auf die Existenzfähigkeit hat die Betriebsleitung und deren unternehmerische Fähigkeiten (Heissenhuber 2000). Einen einflussreichen Überblick über die „ökonomische Säule in Betriebsbewertungssystemen“ geben Zapf *et al.* (2009b). Unternehmer, Landwirte und auch Banken benutzen zur Beurteilung der gegenwärtigen wirtschaftlichen Situation eines Betriebes und deren erwarteter kurz- und mittelfristiger Entwicklung Kennzahlen. Diese Kennzahlen stützen sich auf Daten der Bilanz oder die Erfolgsrechnung früherer Wirtschaftsjahre bzw. Steuerperioden. Kennzahlen fassen Informationen zusammen und ermöglichen so einen einfachen Vergleich zwischen Jahren, d.h. der Entwicklung des Betriebes und auch den Vergleich mit anderen Betrieben. So ist die Zielsetzung dieses Abschnittes, ein quantitatives Set wirtschaftlicher Indikatoren für Schweizer Landwirtschaftsbetriebe zu erarbeiten, welches sich auf Buchhaltungsdaten stützt, um die ökonomische Dimension der Nachhaltigkeit zu beurteilen.

Zur Erarbeitung dieses Indikatorensets erfolgte eine Sichtung der Literatur zu bestehenden Nachhaltigkeitsbewertungsansätzen; der Fokus lag dabei auf Ansätzen, die auf eine praktische Anwendung auf den Betrieben, sei es zur Betriebsberatung oder auch zur Zertifizierung, im Unterschied zu primär wissenschaftlichen oder politisch-gesellschaftlichen Fragestellungen, abzielen. Ausserdem wurden allgemeine Kennzahlen zur Beurteilung der wirtschaftlichen Lage und Kreditfähigkeit von landwirtschaftlichen Betrieben mit berücksichtigt. So wurden verschiedene Kennzahlen und Indikatoren zur Beurteilung der Nachhaltigkeit auf einem landwirtschaftlichen Betrieb identifiziert und anschliessend mit Experten eine Vorauswahl diskutiert. Schliesslich wurde unter Verwendung von Daten der Zentralen Auswertung von Buchhaltungsdaten der Einfluss wesentlicher Betriebsmerkmale auf die vorgeschlagenen Kennzahlen untersucht.

7.2 Relevanz des Themas für die Nachhaltigkeit

Die Ökonomie ist einer der drei Dimensionen der Nachhaltigkeit. Die Umsetzung der Nachhaltigkeit gemäss der in diesem Bericht definierten Dimensionen zeigt verschiedene mögliche Wechselwirkungen zwischen den Dimensionen. So ist eine Erhöhung des Tierwohls meist mit Kosten verbunden, die – wenn sie am Markt nicht entsprechend Erlöst werden können – die Rentabilität eines Betriebszweigs beeinflussen. Auch die Verringerung negativer Umweltwirkungen der landwirtschaftlichen Produktion ist in der Regel mit Kosten (dazu können auch verminderte Erträge zählen) verbunden. Diese parallele und gleichgewichtige Relevanz kommt im Bild der drei Säulen zum Ausdruck, die – wenn sie nicht gleichermassen beachtet werden – allegorisch ein nicht nachhaltiges Ergebnis nach sich ziehen können.

7.3 Überblick verfügbarer Methoden

Zur Beurteilung der ökonomischen Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft gibt es zahlreiche Ansätze.

Die Parametrisierung der ökonomischen Nachhaltigkeit erfolgt dabei bei den in Kapitel 2.1 erwähnten Ansätzen zur Nachhaltigkeitsbeurteilung auf unterschiedliche Art und Weise. So identifizierte eine Literaturstudie (Buckwell *et al.* 2014) insgesamt 95 Indikatoren, die zur Erfassung der ökonomischen Dimension (auf verschiedenen Betrachtungsebenen) verwendet wurden.

Buchhaltungsdaten landwirtschaftlicher Betriebe bieten sich als Grundlage zur Beurteilung der ökonomischen Nachhaltigkeit an. Auf nationaler Ebene erfolgt deren Erfassung in der Regel einheitlich; eine solch harmonische Datengrundlage erlaubt den Ansätzen mit einem nationalen Fokus auf Buchhaltungsdaten zurückzugreifen (KSNL und die detaillierte Prüfstufe des DLG-Zertifikats). Globale Nachhaltigkeitsbewertungsinstrumente wie RISE und SMART nutzen zur Erfassung ökonomischer Daten Buchhaltungsdaten, welche

aber zusätzlich bei einem Betriebsbesuch gemeinsam mit dem Landwirt betrachtet und analysiert werden. (Zapf und Schultheiß 2013). Die Datenqualität (Genauigkeit) von Buchhaltungsdaten wird deutlich besser bewertet als jene von Daten, die mittels Befragung oder Selbstdeklaration erhoben wurden (Zapf *et al.* 2009b). Sowohl nationale wie globale Ansätze stützen sich auf betriebswirtschaftliche Kennzahlen, wie zum Beispiel die Cashflow-Umsatzrate oder die Eigenkapitalquote zur Beurteilung der ökonomischen Nachhaltigkeit eines landwirtschaftlichen Betriebes. Kennzahlen stellen eine Verdichtung der in der Buchhaltung enthaltenen Daten dar (Bardt 2011). Anhand von Kennzahlen können ähnlich strukturierte Betriebe miteinander verglichen werden und Stärken wie auch Schwächen der Unternehmensführung identifiziert werden (Dabbert und Braun 2012). In der Bilanzanalyse werde finanz- und erfolgswirtschaftliche Kennzahlen unterschieden (Wöhe und Döring 2010). Die Kennzahlen können ausserdem in die Bereiche Rentabilität, Liquidität und Stabilität unterschieden werden (Heissenhuber 2000; Manthey 2007; Dabbert und Braun 2012).

Der Erfolg des Unternehmens spiegelt sich in den Kennzahlen zur Rentabilität wider, welche meist durch das Verhältnis zwischen dem ordentlichen Ergebnis und den eingesetzten Produktionsfaktoren (in der Landwirtschaft v.a. die Arbeit und das Kapital) ausgedrückt werden. Kennzahlen zur Liquidität sollen die Fähigkeit eines Unternehmens ausdrücken, seinen Zahlungsverpflichtungen fristgerecht nachzukommen. Die Stabilität eines Unternehmens ist definiert als Fähigkeit, sowohl Rentabilität als auch Liquidität bei Eintritt unvorhersehbarer Risiken erhalten zu können (Manthey 2007; Dabbert und Braun 2012).

Die Kosten, der zeitliche Aufwand zur Dokumentation und Datenerfassung sowie die Befürchtung, dass ursprünglich freiwillige Nachhaltigkeitsbewertungssysteme in allgemeine gesetzliche Vorgaben umgewandelt werden könnten, werden als Gründe angeführt, weshalb die existierenden Ansätze bislang noch keine grössere Verbreitung erlangen konnten (Doluschitz *et al.* 2009).

7.4 Beschreibung der Indikatoren

Zur Darstellung der ökonomischen Nachhaltigkeit von Schweizerischen Landwirtschaftsbetrieben auf der Basis von Buchhaltungsdaten werden die Indikatoren Rentabilität, Liquidität und Stabilität verwendet. Diese Indikatoren werden anhand von betriebswirtschaftlichen Kennzahlen erfasst. Ein wesentliches Kriterium bei der Auswahl der Kennzahlen war, die Datenerfassung einfach zu halten und die Nachhaltigkeit möglichst kompakt abzubilden. Gleichzeitig sollen die Indikatoren genau und wissenschaftlich fundiert sein. Schliesslich sollen die Kennzahlen auch eine praktische Relevanz für den Landwirt haben, d.h. gut verständlich und interpretierbar sein.

Die Zuordnung der Kennzahlen zu einem bestimmten Indikator ist dabei nicht immer eindeutig. Dies ergibt sich aus den engen Abhängigkeiten zwischen den Kennzahlen. So fördert eine hohe Rentabilität eine entsprechend gute Liquidität und damit auch die Stabilität eines Betriebes. Standard-Lehrbücher ordnen beispielsweise den dynamischen Verschuldungsgrad der Liquiditätsanalyse zu (Wöhe und Döring 2010; Mußhoff und Hirschauer 2011), während ein Nachhaltigkeitsansatz wie auch eine Bank (die Deutsche Kreditbank) diese Kennzahl zur Beurteilung der Stabilität heranzieht (Zapf *et al.* 2009b; Hein 2015).

Indikator Rentabilität

Die Rentabilität stellt das Verhältnis einer Erfolgsgrösse zu den eingesetzten Produktionsfaktoren dar. Im Mittel der Jahre 2012-2014 wurden schweizweit auf einem Betrieb 1.71 Arbeitskräfte und rund 900 000 Franken Kapital (Aktiven Betrieb – diese umfassen auch das Land bzw. den Boden im Betriebseigentum) eingesetzt (Hoop und Schmid 2015). Den wesentlichen Produktionsfaktor auf einem Schweizer Landwirtschaftsbetrieb stellt die Arbeit dar: Stellt man die Entlohnung der Faktoren Arbeit und Kapital anhand deren Opportunitätskostenansätzen gegenüber, so beträgt der Ansatz zur Entlohnung der Arbeit auf landwirtschaftlichen Betrieben mit den gegenwärtigen Zinssätzen rund das 20-fache der Entlohnung des Kapitals (Hoop und Schmid 2015, Tabellen E).

Das Verhältnis eingesetztes Kapital je Arbeitskraft unterscheidet sich zwischen den Betriebstypen jedoch deutlich. Die Kennzahl Nettorentabilität (auch relative Faktorentlohnung) ermöglicht die Betrachtung von Betrieben mit unterschiedlicher Faktorstruktur, indem der Erfolg auf die Summe der kalkulatorischen Ansätze von Arbeit und Kapital bezogen wird (Blanck und Bahrs 2010). Um unterschiedliche Kapitelintensitäten aber

auch um unterschiedlichen Eigentumsformen landwirtschaftlicher Betriebe adäquat abzubilden, wird die kombinierte Verwendung der Kennzahlen „Arbeitsverdienst je Familien-Arbeitskraft“ und „Gesamtkapitalrentabilität“ zur Bestimmung des Indikators Rentabilität vorgeschlagen.

Arbeitsverdienst je Familien-Arbeitskraft

Der Grossteil der auf einem Schweizer Landwirtschaftsbetrieb geleisteten Arbeit wird durch Familienmitglieder erbracht, die überwiegend nicht entlohnt werden. In der Schweiz betrug der Anteil der Familienbetriebe im Jahr 2010 88 % (BFS 2014)⁸. Der Arbeitsverdienst je Familien-Arbeitskraft stellt für die Existenz und langfristige Weiterführung der Familienbetriebe in der Schweiz ein wesentliches Kriterium dar. Zwischen den Betriebstypen gibt es deutliche Unterschiede: so waren auf einem Ackerbaubetrieb im Mittel der Jahre 2012-2014 0.88 Familienarbeitskräfte tätig, während auf einem Verkehrsmilchbetrieb 1.32 Familienarbeitskräfte beschäftigt waren (im Mittel liegt der Wert bei 1,21, Hoop und Schmid 2015)

Die Kalkulation des Arbeitsverdienstes je Familien-Arbeitskraft erfolgt auf der Basis von Buchhaltungs- und ergänzenden Daten aus der Steuererklärung. Zunächst erfolgt eine Harmonisierung bzw. Bereinigung des Unternehmenserfolgs (z. B. hinsichtlich der Zuordnung der Altersvorsorge: Betrieb – privat und der Beschäftigung des Ehepartners), um die vergleichbare Erfolgsgrösse „Landwirtschaftliches Einkommen, harmonisiert“ zu erhalten. Das Landwirtschaftliche Einkommen (LE) stellt den vom Betrieb erwirtschafteten Jahreserfolg dar, der zur Entschädigung des eingesetzten Eigenkapitals sowie der geleisteten Familienarbeit verfügbar ist. Um den Arbeitsverdienst (betriebsweit, d.h. aller Familienarbeitskräfte) zu erhalten, muss vom LE daher noch der Ansatz für das eingesetzte Eigenkapital⁹ abgezogen werden. Teilt man den Arbeitsverdienst durch die Anzahl der Familienarbeitskräfte¹⁰ erhält man deren Arbeitsverdienst je Familienarbeitskraft, vgl. Tabelle 42: Kalkulation des Arbeitsverdienstes je Familienarbeitskraft (fiktive Werte).

Tabelle 42: Kalkulation des Arbeitsverdienstes je Familienarbeitskraft (fiktive Werte).

Landwirtschaftliche Einkommen (harmonisiert)	Fr. 58 000
– Verzinsung Eigenkapitals	Fr. 5000
= Arbeitsverdienst der Familien-Jahresarbeitseinheiten (FJAE) in Fr.	Fr. 53 000
/ Familienarbeitskräfte (FJAE, Anzahl)	1.2
= Arbeitsverdienst je Familienarbeitskraft (Fr./FJAE)	Fr. 44 167

Eine gewisse Unsicherheit ist mit der exakten Erfassung der auf dem Betrieb durch Familienarbeitskräfte geleisteten Arbeitszeit verbunden. Deren Erfassung erfolgt nicht standardmässig für die Buchhaltung. Da die Arbeitszeit in der Regel nicht detailliert dokumentiert wird, muss diese vom Betriebsleiter für das jeweilige Jahr geschätzt oder überschlagsweise kalkuliert werden.

Zur Bestimmung des Zinsansatzes für das Eigenkapital (inkl. Boden) werden gemäss Verordnung über die Beurteilung der Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft Bundesobligationen herangezogen (LwG 1998b). Dies basiert auf der Annahme, dass Betriebsleitende ihr Kapital langfristig und sicher anlegen wollen. Diese

⁸ Der Schweizerische Bauernverband betrachtet aus „einer juristischen Perspektive“ 99 % der Betriebe als Familienbetriebe; dabei werden die Rechtsformen „natürliche Person“ sowie „einfache Gesellschaft“ als Familienbetriebe betrachtet (Schweizerischer Bauernverband 2013, S. 12).

⁹ Zur Kalkulation des Zinsansatzes für Eigenkapital wird im Grundlagenbericht der Zentralen Auswertung von Buchhaltungsdaten (gemäss Art. 5 der Verordnung über die Beurteilung der Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft, SR 919.118) der Durchschnittszinssatz des entsprechenden Jahres von Bundesobligationen mit einer Laufzeit von 10 Jahren verwendet (Hoop und Schmid 2015, S. 18). Im Kalenderjahr 2014 betrug der Mittelwert 0,69 % (Schweizerische Nationalbank (SNB) 2015).

¹⁰ Bei der Bestimmung der Anzahl der Familienarbeitskräfte sollte deren Arbeitskapazität (anhand der Arbeitskrafteinheit AK unter Berücksichtigung von Abschlägen für jüngere und ältere Arbeitskräfte) herangezogen werden. Gemäss Grundlagenbericht der Zentralen Auswertung von Buchhaltungsdaten sind 280 Tage die Basis für eine Familien-Jahresarbeitseinheit (Hoop und Schmid 2015). Gemäss „Landwirtschaftliches Verordnungspaket Herbst 2015“ soll die unterstellte Normarbeitszeit zur Berechnung einer Standardarbeitskraft von derzeit (2015) 2800 Stunden auf 2600 Stunden reduziert werden (BLW 2015b).

Vorgehensweise – die Verwendung 10-jähriger Staatsanleihen – wird auch in anderen Ländern Europas angewandt (Vrolijk et al. 2010). Die Verwendung eines Zinsansatzes bedeutet, dass Schwankungen des Zinssatzes sich ceteris paribus (unter sonst gleichen Bedingungen) direkt auf den Arbeitsverdienst auswirken. Zuletzt war der Zinssatz 10-jähriger Bundesobligationen negativ (Monate Juli und August 2015), während dieser im Jahr 2009 noch über 2 % lag.

Die Bewertung von Boden in der Bilanz kann sich in Abhängigkeit der Art des Erwerbs unterscheiden: bei Hofübergaben innerhalb der Familie wird der dazugehörige Boden i. d. R. zum Ertragswert übergeben; eine von ausserhalb der Familie zugekaufte Fläche wird jedoch zum Kaufpreis (Verkehrswert) bilanziert und kann im Rahmen der gesetzlichen Bestimmungen (Bundesgesetz über das Bäuerliche Bodenrecht BGG, SR 211.412.11) um ein vielfaches höher bewertet sein. Dies kann im Extremfall zu einem höheren Kapitaleinsatz und einer entsprechend geringeren Arbeitsentlohnung führen. In der Regel ist davon auszugehen, dass auf einem Familienbetrieb der Grossteil des Bodeneigentums im Rahmen der Übergabe erworben wurde; daher und aufgrund des im Verhältnis zur Arbeit geringen Kapitaleinsatzes wird keine grosse Auswirkung des Bewertungsansatzes erwartet.

Bei der für die langfristige Existenz eines Betriebes entscheidenden Frage der Weiterführung des Betriebs ist letztlich die individuelle, subjektive Wahrnehmung – der Entlohnung oder auch der Arbeitsbelastung – entscheidend (Heissenhuber 2000).

Gesamtkapitalrentabilität

Der Kapitaleinsatz unterscheidet sich zwischen den Betriebstypen. Auf intensiveren tierhaltenden Betrieben (z. B. dem Typ „Kombiniert Veredlung“ mit Fr. 1.18 Mio. Aktiven Betrieb) ist dieser relativ hoch, Ackerbau- und Spezialkulturbetriebe liegen etwa im Mittel und auf extensiveren tierhaltenden Betrieben ist der Kapitaleinsatz unterdurchschnittlich (z.B. dem Typ „Anderes Rindvieh“ mit rund Fr. 650 000.– Aktiven Betrieb, Hoop und Schmid 2015). Die Berücksichtigung der Gesamtkapitalrentabilität ermöglicht daher, kapitalintensive Betriebe und auch Betriebe mit einem hohen Anteil Fremd-Arbeitskräften, bei welchen der Kapitaleinsatz je Arbeitskraft sehr hoch ist, adäquat abzubilden.

Vom harmonisierten Landwirtschaftlichen Einkommen wird dazu der Lohnansatz der Familien-Arbeitskräfte abgezogen und die Zinsen auf Fremdkapital werden hinzugezählt. Dies ergibt den Gewinn nach Entschädigung der Familienarbeitskräfte. Bezieht man diesen Gewinn auf das im Betrieb eingesetzte Kapital, so ergibt sich dessen Rentabilität.

Tabelle 43: Kalkulation der Gesamtkapitalrentabilität (fiktive Werte).

Landwirtschaftliche Einkommen (harmonisiert)	Fr. 58 000
- Lohnansatz für Familien-Jahresarbeitsseinheiten (FJAE)	Fr. 89 150
+ Schuldzinsen	Fr. 6700
= Gewinn nach Entschädigung der Familienarbeitskräfte	Fr. -24 450
/ Aktiven des Betriebs	Fr. 850 000
= Gesamtkapitalrentabilität (in Prozent)	-0.029 (-2.9 %)

Das Resultat ist stark vom angenommenen Lohnansatz abhängig. Gemäss Landwirtschaftsgesetz (Artikel 5, SR 910.1, LwG 1998a) sollen „nachhaltig wirtschaftende und ökonomisch leistungsfähige Betriebe [...] Einkommen erzielen können, die mit den Einkommen der übrigen erwerbstätigen Bevölkerung in der Region vergleichbar sind“. Dazu erhebt das Bundesamt für Statistik jährlich nach den Regionen Tal, Hügel, Berg

differenzierte Vergleichslöhne. Im Mittel der Jahre 2011-2013 betrug in der Talregion der Vergleichslohn je Jahresarbeitseinheit bei Fr. 74 232.–¹¹ (Hoop und Schmid 2014).

Bei der Betrachtung der Gesamtkapitalrentabilität bleibt die Struktur des Kapitals, also die Frage nach dem Verhältnis zwischen Eigen- und Fremdkapital, unberücksichtigt. So erfasst der Ansatz KSNL zusätzlich zur Gesamtkapitalrentabilität auch die Eigenkapitalrentabilität.

Indikator Liquidität

Die Fähigkeit eines Landwirtschaftsbetriebes, seinen Zahlungsverpflichtungen jederzeit nachzukommen bezeichnet man als Liquidität. Grundsätzlich unterscheidet man die Zeitpunkt- von der Zeitraumliquidität. Zeitpunktbezogene Kennzahlen der Liquidität beziehen sich auf den Bilanzstichtag. Damit sind sie kurzfristig beeinflussbar – so erhalten Landwirtschaftsbetriebe zum Beispiel die Beiträge (Direktzahlungen) grösstenteils am Jahresende. Dies könnte beispielsweise die häufig verwendeten Kennzahlen Liquiditätsgrad 1 (auch cash ratio) und Liquiditätsgrad 2 (auch quick ratio) beeinflussen, welche die liquiden Mittel bzw. das Finanzumlaufvermögen ins Verhältnis zu den kurzfristigen Verbindlichkeiten setzen.

Bei der zeitraumbezogenen Liquidität kommt dem Cashflow eine wesentliche Rolle. Er bildet die Ein- und Auszahlungen während eines Zeitraumes ab. Übersteigen die Einzahlungen die Auszahlungen, ist die Zahlungsfähigkeit gesichert. Der Cashflow bildet die Innenfinanzierungskraft ab und damit die Möglichkeit des Betriebes, Investitionen zu finanzieren und Verbindlichkeiten rückzuzahlen (Manthey 2007; Wöhe und Döring 2010).

Cashflow-Umsatz-Rate

Die Cashflow-Umsatz-Rate ergibt sich aus dem Verhältnis des Cashflows zum Umsatz in einem Zeitraum, z. B. dem Kalenderjahr. Durch den Bezug zum Umsatz ergibt sich eine auch für unterschiedlich grosse Betriebe vergleichbare Kennzahl, die angibt, welcher Anteil vom Umsatz zur Innenfinanzierung (Finanzierung über Mittel aus dem betrieblichen Umsatzprozess, Wöhe und Döring 2010) verfügbar ist. In der Literatur sind auch andere Bezugsgrössen dokumentiert, wie z. B. der Cashflow je ha landwirtschaftliche Nutzfläche (Heissenhuber 2000). Der Bezug des Cashflows zum Umsatz erlaubt eine breitere Anwendbarkeit, da damit z. B. spezialisierte Veredelungsbetriebe besser erfasst werden können. Von Banken wird die Cashflow-Umsatz-Rate zur Bewertung der Kreditwürdigkeit von Landwirtschaftsbetrieben herangezogen (Hein 2015).

Um die Cashflow-Umsatz-Rate zu berechnen, addiert man zum harmonisierten Erfolg (bereinigt um Betriebspezifika hinsichtlich Altersvorsorge, Beschäftigung des Ehepartners) aus der Landwirtschaft eines Kalenderjahres die Abschreibungen und erhält dann den Mittelfluss Landwirtschaft. Zu diesem werden Nebeneinkünfte des Betriebs addiert und Privatausgaben subtrahiert. Den resultierenden Cashflow teilt man durch den Betriebsertrag, um die Cashflow-Umsatz-Rate zu erhalten. Je höher die Cashflow-Umsatz-Rate ist, desto höher ist der in einer Periode erwirtschaftete Überschuss.

¹¹ Der Vergleichslohn ist der Median der Jahres-Bruttolöhne aller im Sekundär- und Tertiärsektor beschäftigten Angestellten der jeweiligen Region. Im Zeitraum 2011-2013 lag der Vergleichslohn in der Hügelsonne bei Fr. 67 855.– und in der Bergregion bei Fr. 63 170.–. Das politische Ziel ist, dass ein Viertel der Betriebe den Vergleichslohn im Durchschnitt mehrerer Jahre erzielen kann (BLW 2009).

Tabelle 44: Kalkulation der Cashflow-Umsatz-Rate (fiktive Werte).

Erfolg aus der Landwirtschaft (harmonisiert)	Fr. 55 000
+ Abschreibungen	Fr. 35 000
= Mittelfluss Landwirtschaft	Fr. 90 000
+ Nebeneinkünfte Betrieb	Fr. 2000
– Privatausgaben	Fr. 60 000
= Cashflow (Mittelfluss Unternehmen-Privat)	Fr. 32 000
/ Betriebsertrag	Fr. 260 000
= Cashflow-Umsatz-Rate	0.123

Dynamische Verschuldungsgrad

Der Dynamische Verschuldungsgrad (auch Verschuldungsfaktor, kalkulatorische Tilgungsdauer) gibt auf der Basis des erzielten Cashflows an, wie viele Jahre dieser Cashflow aufgebracht werden muss, um die betrieblichen Schulden zu tilgen. Auch diese Kennzahl wird von Banken zur Beurteilung der Kreditwürdigkeit eines Landwirtschaftsbetriebs herangezogen (Hein 2015).

Die Kalkulation des dynamischen Verschuldungsgrads beruht auf der Nettoverschuldung; diese berechnet man, indem vom Fremdkapital die flüssigen Mittel und die Forderungen abgezogen werden. Teilt man die Nettoverschuldung durch den Cashflow, ergibt sich die Zahl in Jahren, die notwendig ist, um die Verbindlichkeiten auszugleichen. Je kleiner diese (positive) Zahl ist, desto besser. Für Schweizer Landwirtschaftsbetriebe wird ein dynamischer Verschuldungsgrad unter 5 als gut erachtet ("gut anpassungsfähig an ändernde Marktbedingungen", Landwirtschaftliche Lehrmittelzentrale 2000, S. 165).

Tabelle 45: Kalkulation des dynamischen Verschuldungsgrads (fiktive Werte).

Fremdkapital	Fr. 420 000
– Flüssige Mittel + Forderungen	Fr. 100 000
= Nettoverschuldung	Fr. 320 000
/ Cashflow (Mittelfluss Unternehmen-Privat)	Fr. 32 000
= Verschuldungsgrad	10.0

In einzelnen Jahren kann es bei Betrieben durchaus zu negativen Cashflows (sog. Cashdrain) der Betriebe kommen. Dies kann auf eine sehr problematische Situation deuten. Bei der Kalkulation von Mittelwerten, z. B. über Betriebstypen, kann dies zu einer Verzerrung der Resultate führen.

Indikator Stabilität

Stabilität bezeichnet die Fähigkeit eines Betriebes, bei Eintritt unvorhergesehener Risiken sowohl Rentabilität als auch Liquidität langfristig zu sichern (Manthey 2007). Zur Beurteilung der Stabilität werden häufig Bilanzkennzahlen herangezogen. Die verwendeten Kennzahlen zur Stabilität kann man dabei in vier Gruppen einteilen: Kennzahlen zur Analyse der Kapitalstruktur (z. B. der Eigenkapitalanteil), der Vermögensstruktur (z. B. die Anlagenintensität), der Deckungsstruktur (z. B. die Anlagendeckung) sowie die Eigenkapitalbildung (Manthey 2007). Aus der „Vielzahl unterschiedlicher Kennzahlen“ (Mußhoff und Hirschauer 2011, S. 100) zum Indikator Stabilität musste eine Auswahl getroffen werden. Die Auswahl der Kennzahlen versuchte dabei einerseits, die oben genannten Kennzahlenbereiche der Stabilitätsanalyse abzubilden. Andererseits wurde auf eine möglichst geringe Kongruenz innerhalb der Kennzahlen geachtet.

Als Kennzahlen zur Darstellung des Indikators Stabilität wurden die Anlagenintensität (zur Analyse der Vermögensstruktur) und die Anlagendeckung (zur Analyse der Deckungsstruktur) ausgewählt. Die Eigenkapitalbildung (Schmid und Kurmann 2013) wurde nicht berücksichtigt, da diese Kennzahl stark mit dem Cashflow und der Cashflow-Umsatzrate korreliert: der Eigenkapitalanteil (Anteil Eigenkapital am Gesamtkapital) lässt sich durch die Multiplikation der ausgewählten Kennzahlen (Anlagendeckung x Anlagenintensität) ermitteln.

Anlagenintensität

Die Anlagenintensität wird kalkuliert, indem man das Anlagevermögen durch das Gesamtvermögen des Betriebs teilt. Das Anlagevermögen besteht aus Vermögensgegenständen des Betriebs, die nicht zur Veräusserung bestimmt sind, sondern längerfristig dem Betriebszweck dienen: dazu zählen z. B. Gebäude und Maschinen (Landwirtschaftliche Lehrmittelzentrale 2000). Diese Kennzahl stellt dar, welcher Anteil des Vermögens in Anlagen gebunden ist. Eine hohe Anlagenintensität (Werte nahe 1) wird kritisch beurteilt, da diese mit hohen Fixkosten sowie einem hohen Risiko der Anlagenentwertung durch technischen Fortschritt verbunden ist (Manthey 2007). Ausserdem liegt der erwartete Mittelrückfluss aus der Investition in die Anlagen in der u. U. fernen Zukunft (Wöhe und Döring 2010). Eine geringe Anlagenintensität kann als hohe finanzielle Flexibilität interpretiert werden.

Tabelle 46: Kalkulation der Anlagenintensität (fiktive Werte).

Anlagevermögen (ohne Tiervermögen)	Fr. 600 000
/ Kapital (Aktiven)	Fr. 900 000
Anlagenintensität	0.667

Bei der Kalkulation wird das Tiervermögen nicht berücksichtigt, da das Tiervermögen eine Sonderstellung einnimmt: dieses kann in Abhängigkeit von der Nutzungsdauer (kurze Dauer bei Mast- gegenüber Zuchtvieh mit langer Nutzungsdauer) dem Anlage- als auch dem Umlaufvermögen zugeteilt werden kann. Im Grundlagenbericht der Zentralen Auswertung von Buchhaltungsdaten wird das Tiervermögen separat erfasst. Bei der vorgeschlagenen Kalkulation der Kennzahl Anlagenintensität wird das Tiervermögen analog dazu nicht als Anlagevermögen berücksichtigt.

Anlagendeckung

Die Anlagendeckung stellt den durch Eigenkapital gedeckten Anteil des Anlagevermögens dar. Je umfangreicher das Anlagevermögen durch eigenes Kapital gedeckt ist, desto höher ist die Stabilität des Betriebes. Dies spiegelt sich in der „goldenen Bilanzregel“ wider, die fordert, dass langfristig gebundenes Vermögen durch langfristiges Vermögen finanziert sein soll. Gemäss einer landwirtschaftsspezifische Auslegung dieser Regel soll langfristiges Vermögen in Boden- und Gebäudevermögen voll durch Eigenkapital finanziert werden, so dass im Falle einer Betriebsaufgabe Boden und Gebäude schuldenfrei verpachtet werden können (Manthey 2007).

Tabelle 47: Kalkulation des Anlagendeckungsgrads (fiktive Werte).

Eigenkapital	Fr. 480 000
/ Anlagevermögen	Fr. 600 000
Anlagendeckungsgrad	0.800

7.5 Evaluation der Indikatoren

Für die Beurteilung der ökonomischen Nachhaltigkeit werden drei Indikatoren vorgeschlagen, die jeweils anhand von zwei Kennzahlen ermittelt werden sollen. Zu beachten ist, dass innerhalb der Indikatoren und auch der Kennzahlen gewisse Zusammenhänge bestehen: so bedingt eine hohe Liquidität eine gewisse

Rentabilität; die Stabilität wiederum ist als die Fähigkeit des Betriebs definiert, Rentabilität und Liquidität langfristig zu sichern. Grundsätzlich wurde bei der Auswahl einer beschränkten Zahl betriebswirtschaftlicher Kennzahlen darauf geachtet, möglichst voneinander unabhängige Kennzahlen zu bestimmen.

7.5.1 Vollständigkeit („completeness of scope“)

Die vorgeschlagenen Kennzahlen stellen die Rentabilität, die Stabilität und die Liquidität der Landwirtschaftsbetriebe dar. Damit sind wesentliche, gegenwärtige Voraussetzungen für die weitere Betriebsexistenz abgedeckt. Eine mittel- oder gar langfristig Aussage zur Existenzfähigkeit eines Betriebes ist damit allerdings nicht verlässlich zu treffen.

Prämisse dieser Arbeit war, die Datenerhebung einfach zu gestalten und eine überschaubare Auswahl von Kennzahlen für die Nachhaltigkeitsbewertung zu identifizieren. Infolge der Auswahl weniger Kennzahlen kann jedoch nicht ausgeschlossen, dass gewisse Teilaspekte nicht hinreichend abgebildet sind. Die Vollständigkeit der vorgeschlagenen Indikatoren und der zugrunde liegenden Kennzahlen der ökonomischen Nachhaltigkeit sollte daher parallel zur Implementierung kritisch geprüft werden. Dies gilt umso mehr, als die konkrete Umsetzung beim Erstellen dieses Berichts nicht abschliessend geklärt war.

Die Existenz vieler landwirtschaftlicher Betriebe in der Schweiz hängt stark von staatlichen Zahlungen ab (Jarrett und Moeser 2013). So ist gemäss der Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (OECD) der Anteil der staatlichen Stützung an den Betriebseinnahmen in der Schweiz rund dreimal so hoch wie in der Europäischen Union (OECD 2015)¹². Die Entwicklung dieser Förderung ist von gewissen Unsicherheiten geprägt. Änderungen der Agrarpolitik (z. B. die Öffnung des Milchmarkts bzw. der sog. „weisse Linie“) werden gegenwärtig diskutiert. Derartige politische Veränderungen und die Ausgestaltung deren Umsetzung können die wirtschaftlichen Rahmenbedingungen der gesamten Landwirtschaft oder gewisser Betriebszweige stark beeinflussen. Dieser Aspekt bzw. dessen Relevanz für die Nachhaltigkeitsbewertung wird auch in der Literatur diskutiert: als Autonomie (Lebacqz et al. 2013) oder Unabhängigkeit (Zahm et al. 2008) des Betriebs. Durch die zusätzliche Erfassung der vom Betrieb erhaltenen Direktzahlungen und deren Berücksichtigung in einem zusätzlichen Indikator (z. B. die Summe der Direktzahlungen im Verhältnis zum Betriebsertrag oder zum Unternehmenserfolg) könnte dieser Aspekt ergänzend erfasst werden.

Die Eigenschaft eines Unternehmens, sich an starke Änderungen der politischen bzw. wirtschaftlichen Rahmenbedingungen anzupassen, wird als Resilienz bezeichnet (Günther 2015). Die Stabilität deckt diesen Gesichtspunkt aus einer ökonomischen Perspektive unter Verwendung klassischer Kennzahlen ab. Daneben wird auch die Vielfalt des agrarischen Einkommens (Diversifikation) als in diesem Zusammenhang relevantes Kriterium erachtet (Lebacqz et al. 2013). Die Vielfalt der Produktion oder die Diversifikation eines Betriebes könnte anhand eines Shannon-Indexes bestimmt werden (z.B. anhand der Betriebszweige und ihres Umsatzanteils, Spellerberg und Fedor 2003). In der Landwirtschaft kommt der Resilienz nicht nur in Bezug auf die gesellschaftliche Förderung, sondern auch im Zusammenhang mit dem Klimawandel eine entscheidende Rolle zu.

7.5.2 Bewertung der Robustheit und Unsicherheiten

Die Kennzahlen zur Rentabilität, die Stabilität und die Liquidität können im Falle einer vorliegenden Buchhaltung verlässlich erhoben werden. Die im Kapitel 7.4 dargestellte Kalkulation der Kennzahlen zielt grundsätzlich darauf ab, detaillierte Daten zu erfassen, um die Kennzahlen möglichst einheitlich zu bestimmen (anstatt der Verwendung von aggregierten Daten, z. B. einer aus der Buchhaltung generierten Kennzahl). Diese Vorgehensweise reduziert Unsicherheiten bei der Datenerfassung (vgl. die in Kapitel 0 diskutierte Zuordnung des Tiervermögens) und erhöht damit die Verlässlichkeit der resultierenden Kennzahlen.

Bei der Umsetzung eines Nachhaltigkeitsbewertungssystems sollten wichtige, die wirtschaftlichen Kennzahlen beeinflussende Eigenschaften der Betriebe berücksichtigt werden. Bei einem Benchmarking-System (DLG-Zertifikat) oder der Verwendung kritischer Grenzwerte (KSNL) sollte die Beurteilung der Nachhaltigkeit

¹² Um die gesamte staatliche Unterstützung der Landwirtschaft eines Landes zu quantifizieren, nutzt die OECD das Producer Support Estimate (PSE), welches den Anteil aller direkten und indirekten staatlichen Stützung an den Betriebseinnahmen angibt. Die Schweiz weist im internationalen Vergleich eine sehr hohe Stützung der Landwirtschaft auf: ihr PSE liegt gegenwärtig bei rund 55 %, während es in der Europäischen Union (EU 28) bei knapp 20 % liegt.

differenziert nach wesentlichen Eigenschaften, welche die verwendeten Kennzahlen beeinflussen können, beurteilt werden. So unterscheiden sich die Betriebstypen hinsichtlich des Verhältnisses des Faktorverhältnisses Arbeit zu Kapital. Ausserdem sollte eine gewisse regional Differenzierung vorgenommen werden (Zapf *et al.* 2009a), da sich die für die Landwirtschaft wichtigen natürlichen und wirtschaftlichen Bedingungen (z. B. die unterschiedliche Möglichkeiten und Entlohnung ausserlandwirtschaftlicher Tätigkeiten) stark regional unterscheiden können. Schliesslich ist auch von einem von der Betriebsgrösse ausgehenden Effekte auf die Kennzahlen auszugehen.

Der Einfluss des Betriebstyps ist für drei spezialisierte Betriebstypen und die sechs Kennzahlen vergleichend in Tabelle 48 dargestellt. Sieht man von der Anlagenintensität ab, sind bei allen Kennzahlen deutliche Unterschiede zwischen den Betriebstypen festzustellen.

Tabelle 48: Mittelwerte der Kennzahlen für spezialisierte Betriebstypen (Daten der Zentralen Auswertung von Buchhaltungsdaten; Mittelwerte der Jahre 2009-2013).

Merkmal	Betriebstyp		
	Ackerbau	Verkehrsmilch	Veredlung
Arbeitsverdienst (Fr./FJAE)	65 966	39 924	59 820
Gesamtkapitalrentabilität	0.0 %	-5.0 %	- 0.9 %
Cashflow-Umsatzrate	0.19	0.25	0.19
Dynamischer Verschuldungsgrad *	2.8	7.0	7.3
Anlagenintensität	0.69	0.72	0.72
Anlagendeckungsgrad	2.1	1.4	0.8
Anzahl Beobachtungen	617	5894	389
* Zur Kalkulation der Kennzahl Dynamischer Verschuldungsgrad wurden aus didaktischen Gründen jeweils die 5 % niedrigsten und höchsten Werte nicht berücksichtigt, um allzu starke Verzerrungen zu bereinigen.			

Aus Tabelle 49 ist ersichtlich, dass sich die Kennzahlen auch zwischen den üblicherweise differenzierten Regionen Tal, Hügel und Berg deutlich unterscheiden. Die erkennbaren Unterschiede gehen zu einem wesentlichen Teil sicherlich auch auf die in den Regionen unterschiedlich stark vertretenen Betriebstypen zurück.

Tabelle 49: Mittelwerte der Kennzahlen für die Regionen Tal, Hügel sowie Berg (Daten der Zentralen Auswertung von Buchhaltungsdaten; Mittelwerte der Jahre 2009-2013).

Merkmal	Region		
	Tal	Hügel	Berg
Anzahl Beobachtungen	6399	4791	4045
Arbeitsverdienst (Fr./FJAE)	54 878	42 692	31 921
Gesamtkapitalrentabilität	-2.1 %	-4.0 %	-6.7 %
Cashflow-Umsatzrate	0.20	0.24	0.26
Dynamischer Verschuldungsgrad *	7.4	8.0	9.7
Anlagenintensität	0.70	0.72	0.73
Anlagendeckungsgrad	2.0	0.9	1.1
* Zur Kalkulation der Kennzahl Dynamischer Verschuldungsgrad wurden aus didaktischen Gründen jeweils die 5 % niedrigsten und höchsten Werte nicht berücksichtigt, um allzu starke Verzerrungen zu bereinigen.			

Schliesslich stellt Tabelle 50 die Kennzahlen der jeweils kleineren 50 % den Kennzahlen der 50 % grösseren Verkehrsmilchbetriebe gegenüber (die Gruppierung basiert auf der Anzahl Grossvieheinheiten des Betriebs und wurde für jedes Jahr separat vorgenommen). Auch hier zeigen sich erwartungsgemäss deutliche Unterschiede in Abhängigkeit von der Betriebsgrösse.

Tabelle 50: Mittelwerte der Kennzahlen kleinerer gegenüber grösserer Verkehrsmilchbetriebe (Daten der Zentralen Auswertung von Buchhaltungsdaten; Mittelwerte der Jahre 2009-2013).

Merkmal	Betriebsgrösse (Einteilung anhand Grossvieheinheiten)	
	Kleinere Verkehrsmilchbetriebe	Grössere Verkehrsmilchbetriebe
Anzahl Beobachtungen	2948	2946
Arbeitsverdienst (Fr./FJAE)	29 770	50 085
Gesamtkapitalrentabilität	-8.0 %	-1.9 %
Cashflow-Umsatzrate	0.27	0.24
Dynamischer Verschuldungsgrad *	7.4	1.7
Anlagenintensität	0.71	0.72
Anlagendeckungsgrad	1.0	1.7
* Zur Kalkulation der Kennzahl Dynamischer Verschuldungsgrad wurden aus didaktischen Gründen jeweils die 5 % niedrigsten und höchsten Werte nicht berücksichtigt, um allzu starke Verzerrungen zu bereinigen.		

Der Vergleich der betriebswirtschaftlichen Kennzahlen anhand verschiedener Betriebstypen, der Region sowie der Betriebsgrösse (exemplarisch am Beispiel des Verkehrsmilchbetriebes) zeigt jeweils einen deutlichen Einfluss des jeweiligen Merkmals. Im Falle der Verwendung absoluter Bezugswerte und auch relativer Bezüge bei der Beurteilung der betriebswirtschaftlichen Nachhaltigkeit anhand der im Kapitel 7.4 vorgeschlagenen Kennzahlen, sollten zumindest die drei Kriterien Betriebstyp, Region und Betriebsgrösse berücksichtigt werden. Die Berücksichtigung wesentlicher die Wirtschaftlichkeit beeinflussender Faktoren ist für die verlässliche Evaluation eines Betriebs und seiner ökonomischen Möglichkeiten sehr wichtig.

Landwirtschaftliche Märkte sind u. a. aufgrund ihrer Witterungsabhängigkeit von Ertrags- und Preisschwankungen geprägt, die in den letzten Jahren verstärkt zu beobachten waren. Diese Schwankungen schlagen sich auch in den Indikatoren nieder. Die Beurteilung der Nachhaltigkeit sollte sich daher auf mehrjährige Durchschnittswerte stützen, damit nicht kurzfristige Extremsituationen die Beurteilung dominieren.

Schliesslich sei darauf hingewiesen, dass es sich Buchhaltungsdaten um historische Daten handelt. Von vergangenheitsbezogenen Daten Aussagen zur langfristigen Existenz eines Betriebes abzuleiten ist grundsätzlich mit Unsicherheit verbunden. Die Existenz eines Unternehmens kann beispielsweise durch den unerwarteten Tod des Betriebsleiters oder Änderungen der Produktpreise bzw. der Produktionskosten gefährdet sein. Die Beurteilung der betriebswirtschaftlichen Nachhaltigkeit eines Landwirtschaftsbetriebs sollte daher nur als Einschätzung verstanden werden.

7.5.3 Transparenz und Reproduzierbarkeit

Die im Kapitel 7.4 genannten Indikatoren wurden auf der Basis einer ausführlichen Literaturanalyse ausgewählt. Die Indikatoren und die zu deren Evaluation vorgeschlagenen Kennzahlen werden allgemein zur Unternehmensbeurteilung und auch zur Nachhaltigkeitsbewertung verwendet. Sowohl die Auswahl der Indikatoren und Kennzahlen als auch deren im Kapitel 7.4 dargelegte Kalkulation können daher als transparent und reproduzierbar erachtet werden.

Die zur Beurteilung der Rentabilität getroffenen Annahmen zur Entlohnung des Kapitals (verwendeter Zinsansatz) sowie der Arbeit (verwendeter Opportunitätskostenansatz sollten genannt und erläutert sowie im Falle extremer Werte (z. B. negativer Zinssätze) zusätzlich kritisch diskutiert werden.

7.5.4 Anwendbarkeit: Kommunizierbarkeit und Praxistauglichkeit

Die Indikatoren und Kennzahlen sind in der betriebswirtschaftlichen Literatur und auch verschiedenen Quellen der Nachhaltigkeitsbewertung dokumentiert. Die Verwendung von Buchhaltungsdaten schränkt die Anwendbarkeit auf buchführende Betriebe ein; dies wird jedoch nicht als wesentliche Einschränkung erachtet, da Vollerwerbsbetriebe, die 72 % der Betriebe ausmachen und 88 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche bewirtschaften (BFS 2015b), nahezu ausschliesslich über eine Buchführung verfügen.

Bei der Anwendung ist auf folgende Annahmen zu achten, die erfüllt sein sollten, damit die Kennzahlen miteinander verglichen werden können:

- Bei dem landwirtschaftlichen Betrieb handelt es sich um einen Einzelbetrieb mit Liegenschaften im Geschäftsvermögen; Gemeinschaftsbetriebe oder juristische Personen sind mit der vorgeschlagenen Vorgehensweise nicht verlässlich zu erfassen.
- Auf einem Betrieb sollte eine kritische Untergrenze familieneigener Arbeitskräfte vorhanden sein (z. B. mindestens 0.1 Familienarbeitskraft); andernfalls könnte die Vergleichbarkeit der Kennzahlen durch extreme Werte eingeschränkt sein (z. B. beim Indikator Arbeitsrentabilität).
- Die Kalkulation der Kennzahlen basiert auf der Annahme, dass der betriebliche Abschluss nach Rechnungslegungsrecht erfolgt und dem verbreiteten AGRO-TWIN Kontenrahmen KMU-Landwirtschaft oder einem inhaltlich gleichen Abschluss entspricht; bei grossen Abweichungen von dieser Vorgehensweise kann die Vergleichbarkeit der ermittelten Kennzahlen negativ beeinflusst sein.
- Die Abgrenzung zwischen dem Betrieb und dem Privathaushalt entspricht derjenigen der Finanzbuchhaltung.
- Der Eigenmietwert der Betriebsleiterwohnung ist als Ertragsposition im Unternehmenserfolg enthalten, sofern die Betriebsleiterwohnung bilanziert und dessen Kosten als Betriebsaufwand erfasst werden
- Eine Harmonisierung des landwirtschaftlichen Einkommens und weiterer Kennzahlen ist notwendig, bevor die Daten verglichen werden können.
 - Eine Abgrenzung zwischen landwirtschaftlicher und nicht-landwirtschaftlicher Tätigkeiten erfolgt über die buchhalterische Ausscheidung eines nichtlandwirtschaftlichen Nebenbetriebes oder die Abgrenzung wird anderweitig adäquat ermittelt.
 - Ein allfälliger Lohn an den Ehepartner ist einheitlich zu berücksichtigen.
 - Die Vorsorge-Beiträge zur ersten Säule des Betriebsleiters werden dem landwirtschaftlichen Erfolg belastet.
 - Beiträge des Betriebsleiters zur ordentlichen zweiten Säule werden zu 50 % dem landwirtschaftlichen Erfolg belastet. Einkäufe des Betriebsleiters in die zweite Säule werden nicht als betrieblicher Aufwand betrachtet.

Die vorgeschlagenen Indikatoren und Kennzahlen weisen eine hohe Relevanz für betriebswirtschaftliche Beurteilungen von Betrieben auf. Die Beschränkung auf eine überschaubare Anzahl an Kennzahlen erhöht die Akzeptanz. Damit ist die Praxistauglichkeit gegeben. Zum Verständnis und zur Interpretation der Kennzahlen sind jedoch betriebswirtschaftliche Kenntnisse notwendig; sollte ein Betriebsleiter nicht über diese Kenntnisse verfügen, könnten diese über kurze Erklärungen zur Kalkulation und zur Interpretation der Kennzahlen und der Indikatoren vermittelt werden.

Die Forderung, bei der Evaluation der Kennzahlen auf Vergleichsdaten zu verwenden, die gemäss der oben genannten Kriterien Betriebstyp, Region und Betriebsgrösse differenziert werden sollten, erfordert die einfache Zugänglichkeit dieser Daten. Dazu könnten die im Rahmen der Zentralen Auswertung von Buchhaltungsdaten gewonnenen Daten, die Agroscope jährlich veröffentlicht (Hoop und Schmid 2015) herangezogen werden.

7.6 Empfehlung

Die praktische Umsetzung eines Nachhaltigkeitsbewertungssystems, das auf den vorgeschlagenen Kennzahlen basiert, sollte sorgfältig erfolgen und kritisch begleitet werden. Die vorliegenden Ergebnisse basieren auf einer Literaturanalyse, der Analyse harmonisierter und aggregierter Buchhaltungsdaten sowie Expertengesprächen. Eine Erprobung in der Praxis war bislang nicht möglich. Daher wird im Falle der Umsetzung eine fachkundige Begleitung empfohlen. Dies gilt umso mehr, da zu wesentlichen Punkten der Ausgestaltung eines Nachhaltigkeitsbewertungsansatzes, wie die konkrete Anwendung der Kennzahlen (z. B. anhand welcher Massstäbe die Beurteilung erfolgen soll) und die Umsetzung der Nachhaltigkeitsbewertung (z. B. die Aggregation von Kennzahlen zu einem Indikator) keine Informationen vorliegen.

Der anfänglichen Zielsetzung dieser Arbeit folgend, sollte sich die Nachhaltigkeit ausschliesslich auf die landwirtschaftliche Urproduktion bzw. auf die Erzeugung von Nahrungsmitteln beziehen. Explizit nicht berücksichtigt werden sollten landwirtschaftsnahe Tätigkeiten (bei der Zentralen Auswertung von Buchhaltungsdaten wird dies als „Paralandwirtschaft“ bezeichnet), wie z. B. Agrotourismus oder der Direktverkauf. Wie der Begriff „landwirtschaftsnahe“ verdeutlicht, handelt es sich dabei zwar um „landwirtschaftliche Aktivitäten, die [jedoch] nicht mittelbar mit der landwirtschaftlichen Produktion zusammenhängen“ (Agroscope 2014, S. 2-2). In der buchhalterischen Erfassung werden landwirtschaftsnahe Tätigkeiten im Sinne der Paralandwirtschaft jedoch dem landwirtschaftlichen Betrieb zugerechnet.

Bei der Kalkulation der im Kapitel 7.4 beschriebenen Kennzahlen stellte die Abgrenzung der landwirtschaftlichen Urproduktion daher eine sehr grosse Herausforderung dar. Zur Abgrenzung müssten zusätzlichen Daten erfasst werden. Ausserdem ist davon auszugehen, dass die Verlässlichkeit der Abgrenzung nicht sehr hoch sein wird.

Betrachtet man anhand von Buchhaltungsdaten den Anteil landwirtschaftsnahe Aktivitäten an der landwirtschaftlichen Rohleistung (dazu wird im Folgenden die Rohleistung aus der landwirtschaftlichen Produktion inkl. der Direktzahlungen sowie der Paralandwirtschaft gezählt), so beträgt der mittlere Anteil auf Betriebsebene lediglich 5.7 % (Daten der Jahre 2009-2013, 15 235 Beobachtungen aus der Zentralen Auswertung von Buchhaltungsdaten). Die Darstellung der Perzentile¹³ in Tabelle 51 zeigt, dass bei 90 % der Betriebe der Anteil landwirtschaftsnahe Tätigkeiten an der Rohleistung (Umsatz) geringer als 16.5 % ist.

Tabelle 51: Anteil landwirtschaftsnahe Tätigkeiten ("Para-Landwirtschaft") an der gesamten landwirtschaftlichen Rohleistung (Summe Rohleistung aus landwirtschaftliche Produktion, Direktzahlungen, Paralandwirtschaft; Daten der Zentralen Auswertung von Buchhaltungsdaten des Jahres ; Mittelwert der Jahre 2009-2013, 15).

Perzentile	Umsatzanteil der Para-Landwirtschaft
1	0.0 %
10	0.0 %
25	0.1 %
50	1.2 %
75	5.6 %
90	16.5 %
99	61.2 %

Der Anteil landwirtschaftsnahe Tätigkeiten und dessen Einfluss auf die wirtschaftlichen Kennzahlen kann bei einzelnen Betrieben hoch sein; in der Masse der Landwirtschaftsbetriebe ist dieser Einfluss jedoch als gering zu betrachten. Aufgrund der beschriebenen Herausforderungen wird empfohlen, auf die aufwändige Abgrenzung landwirtschaftsnahe Tätigkeiten zu verzichten.

¹³ Perzentile geben an, welcher Anteil der Betriebe einen Umsatzanteil bis zum angegebenen Wert erreicht.

7.7 Schlussfolgerung und Fazit

Auf der Basis von Literaturanalysen und Expertendiskussionen werden sechs Kennzahlen vorgeschlagen, um die Beurteilung der Nachhaltigkeit eines Landwirtschaftsbetriebs anhand der Indikatoren Rentabilität, Liquidität und Stabilität durchzuführen. Die Auswahl der Indikatoren sollte einerseits eine hohe Genauigkeit und Verlässlichkeit gewährleisten, andererseits sollte die Umsetzung zu einem vertretbarem Aufwand (Kosten und Zeitaufwand für die Datenerfassung und Nachhaltigkeitsbeurteilung) durchführbar sein.

Die Analyse der Literatur zu Ansätzen der Nachhaltigkeitsbewertung zeigte, dass es verschiedene Ansätze gibt, die Nachhaltigkeit der Landwirtschaft auf Betriebsebene zu beurteilen. Angesichts der zum Teil langjährigen Arbeiten mit unterschiedlichen Zielsetzungen hinsichtlich der Detaillierung und ihrer Anwendung stellt sich die Frage, wieso sich in Europa bislang noch kein dominierender bzw. überzeugender Ansatz herausbilden konnte. Ein Erklärungsansatz könnte ein Missverhältnis zwischen Kosten und Nutzen sein: der Aufwand die Dimensionen der Nachhaltigkeit verlässlich zu beurteilen ist sicherlich sehr hoch. Reduziert man den Aufwand und damit die Genauigkeit, so geht dies zulasten der Aussagekraft einer Nachhaltigkeitsbewertung; so ist davon auszugehen, dass eine stark vereinfachte Datenerfassung in weniger genauen Kennzahlen resultiert, was im Extrem zu einem Glaubwürdigkeitsverlust führen kann. Ausserdem dürften bei der Ausgestaltung eines Bewertungsansatzes auch strategische Überlegungen zur Nicht-Diskriminierung bestimmter Betriebe oder Wirtschaftsweisen eine Hürde darstellen (Doluschitz et al. 2009). Damit ein Ansatz in der Landwirtschaft breit akzeptiert und umgesetzt wird, müssen die Einstiegsvoraussetzungen für die Betriebe (Strenge der Kriterien, Datenerfordernis, Kosten) einerseits und andererseits die Ansprüche an die Erfüllung von Nachhaltigkeitszielen gegeneinander abgewogen werden.

Der Fokus auf ausgewählte betriebswirtschaftliche Kennzahlen zur Beurteilung der betriebswirtschaftlichen Nachhaltigkeit adressiert das Verhältnis von Kosten und Nutzen. Die Existenz von Buchhaltungsdaten, die bei der Betrachtung eines Landes wie der Schweiz eine hohe Datenqualität aufweisen, ermöglicht die Kalkulation valider und belastbarer Kennzahlen. Die Grundidee von Bewertungsansätzen der Nachhaltigkeit ist, auf der Basis dieser Kennzahlen, Aussagen über die zukünftige Existenz eines Landwirtschaftsbetriebs zu treffen. Die Existenz eines Betriebes hängt jedoch auch stark von nicht beeinflussbaren und unvorhersehbaren Faktoren ab, so dass hinsichtlich der Verwendbarkeit der Kennzahlen und deren Belastbarkeit zu diesem Zweck, eine gewisse Unsicherheit nicht ausgeräumt werden kann. Nichtsdestotrotz können die Kennzahlen zur Beurteilung der Entwicklung eines Betriebes und als Frühwarnsystem gut verwendet werden. Buchhaltungsbasierte Kennzahlen ermöglichen dem Landwirt eine Kontrolle und möglicherweise auch einen überbetrieblichen Vergleich seiner Ergebnisse. So kann eine fundierte Einordnung der betriebswirtschaftlichen Lage die Betriebsleitung für die Betriebswirtschaft sensibilisieren und ihr auch praktische Anknüpfungspunkte für die Lenkung und weitere Optimierung des Betriebs bieten.

Die Umsetzung eines Bewertungsansatzes in der Praxis sollte vorab sorgfältig getestet werden. Das Konzept eines rein quantitativen Ansatzes ermöglicht dabei fundierte Analysen der erhobenen Daten. So könnten beispielsweise die Zusammenhänge und eventuelle Wechselwirkungen innerhalb der Indikatoren untersucht werden. Dies könnte letztlich zu einem tieferen Verständnis unserer Nachhaltigkeitsbemühungen beitragen.

Im Bereich der Volkswirtschaft wird die ökonomische Entwicklung auch als ein Prozess der „schöpferischen Zerstörung“ aufgefasst. Dieser in der Regel Schumpeter (2005) zugeschriebene Begriff, soll zum Ausdruck bringen, dass ineffiziente Betriebe verdrängt werden. Die Verdrängung bzw. der Wandel der wirtschaftlichen Struktur ist Folge von Neuerungen und der mehr oder weniger erfolgreichen Anpassung der Betriebe an neue Situationen. Aus dieser volkswirtschaftlichen Perspektive geht das Erfordernis, nachhaltiger zu wirtschaften quasi damit einher, dass vermutlich nicht alle Betriebe dies gleichermassen erfolgreich umsetzen können. In diesem relativierenden Punkt unterscheidet sich auf betrieblicher Ebene die wirtschaftliche Dimension der Nachhaltigkeit sicher von anderen in diesem Bericht behandelten Dimensionen.

Teil III: Dimension Umwelt

8 Ressourcennutzung

Thomas Nemecek, Maria Bystricky, Andreas Roesch

8.1 Einleitung

In der Ökobilanzierung werden drei sogenannte „Schutzgüter“ („*areas of protection*“), nämlich natürliche Ressourcen, Umweltqualität und menschliche Gesundheit unterschieden (Dewulf *et al.* 2015). Die natürlichen Ressourcen stehen an der Schnittstelle zwischen der natürlichen Umwelt und dem wirtschaftlichen System (Abbildung 16).

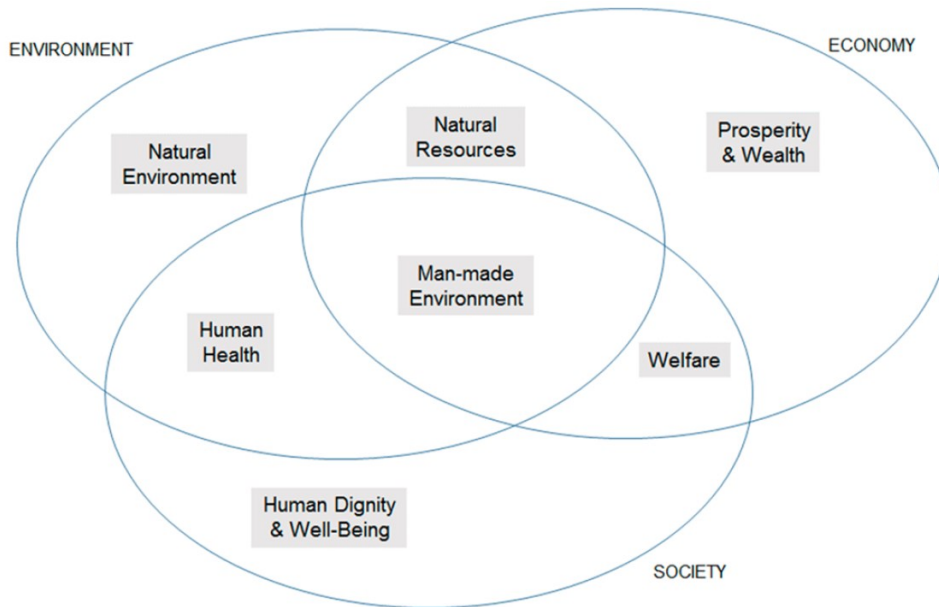


Abbildung 16: Schutzgüter in der Ökobilanz nach Dewulf *et al.* (2015).

Die natürlichen Ressourcen sind in einer Ökobilanz Inputs aus der Umwelt (der Ökosphäre) in das wirtschaftliche System (die Technosphäre). Im Unterschied dazu stellen die Emissionen Outputs aus der Technosphäre in die Umwelt dar.

Folgende Ressourcen-Bereiche sind aus Sicht der Ökobilanz angesprochen (EC-JRC-IES 2010):

- Abiotische Ressourcen: Dazu gehören Energieressourcen (nicht erneuerbare und erneuerbare mit Ausnahme der Biomasse), Metalle und mineralische Ressourcen. Aufgrund ihrer Bedeutung werden Energieressourcen oft separat aufgeführt und analysiert.
- Biotische Ressourcen: Holz, Fische, Wild.
- Wasser: hier wird in der Regel nur Süßwasser berücksichtigt.
- Landfläche: In der Ökobilanzierung wird oft auch der Begriff „Landnutzung“ verwendet. Unter letzterem Begriff wird eine Vielzahl von Wirkungen menschlicher Aktivitäten verstanden, also Auswirkungen der Nutzung einer Fläche oder einer Nutzungsänderung (Flächenumwandlung) beispielsweise auf Biodiversität und Bodenqualität.

Abbildung 17 zeigt, wie die Nutzung natürlicher Ressourcen mit Wirkungen auf die Ökosystem-Qualität und die menschliche Gesundheit zusammenhängt.

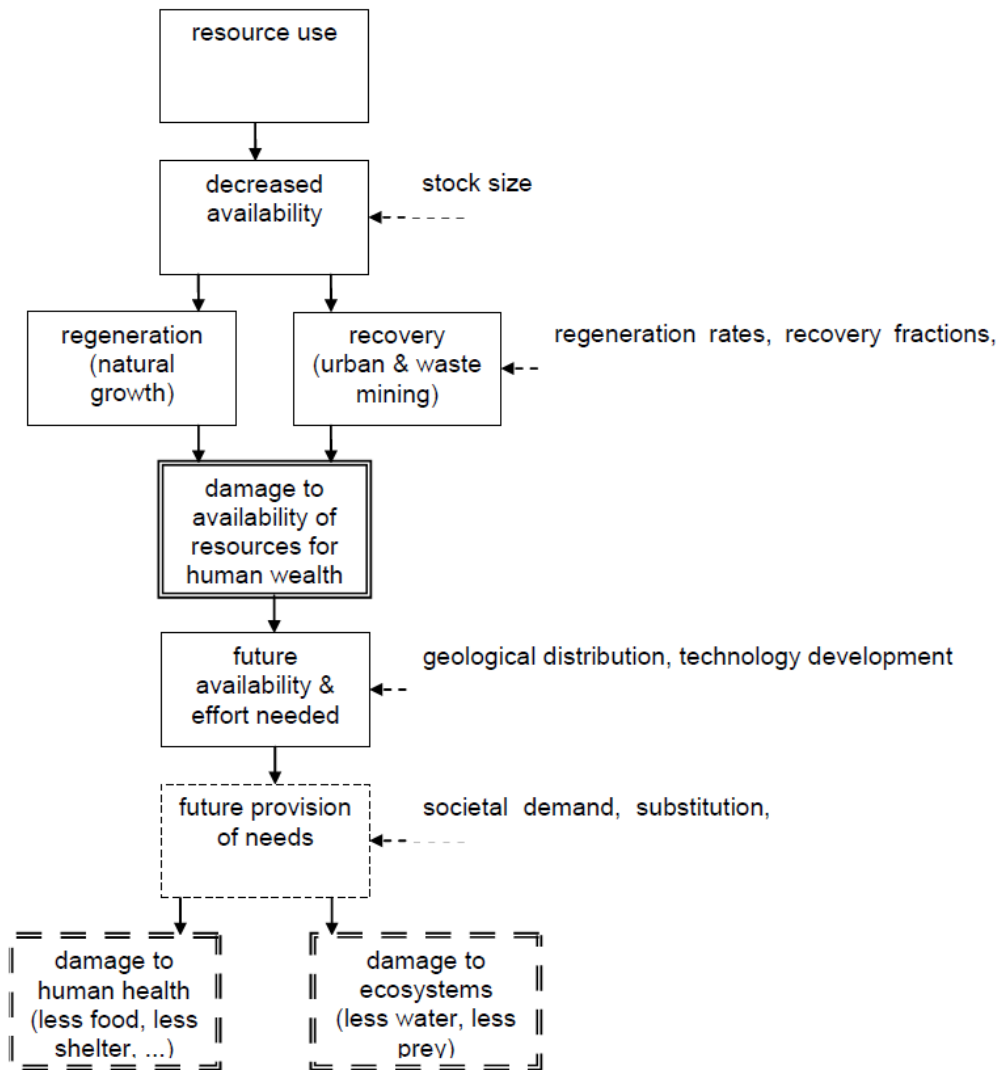


Abbildung 17: Wirkung der Ressourcennutzung auf die Schutzgüter menschliche Gesundheit und Ökosystem-Qualität nach EC-JRC-IES (2010).

EC-JRC-IES (2011) unterscheidet vier Kategorien von Methoden für die Bewertung des Ressourcenbedarfs:

- Kategorie 1: Wirkungsabschätzung basierend auf einer gemeinsamen Eigenschaft der bewerteten Ressourcen. Ein Beispiel dafür ist der kumulierte Energieaufwand. Dabei werden verschiedene Energie-Ressourcen mit ihrem Brennwert charakterisiert und können damit in einer Wirkungskategorie zusammengefasst werden.
- Kategorie 2: Methoden basierend auf dem gegenwärtigen Verbrauch bzw. der gegenwärtigen Nutzung der Ressourcen einerseits und den verfügbaren Reserven andererseits.
- Kategorie 3: Methoden zur Bewertung von Wasser-Ressourcen, welche aufgrund ihrer hohen Bedeutung für die Landwirtschaft und ihrer speziellen Eigenschaften separat behandelt werden.
- Kategorie 4: Endpoint-Methoden.

Endpoint-Indikatoren beschreiben das Ende einer Ursachen-Wirkungs-Kette, nämlich Schädwirkungen auf ein Schutzgut. Im Gegensatz dazu sind Midpoint-Indikatoren auf einem Level zwischen Emissionen/Ressourcenbedarf und dem Endpoint-Level angesiedelt (EC-JRC-IES, 2011). Die Kategorien 1 bis 4 haben einerseits eine zunehmende Relevanz und Aussagekraft, sind andererseits aber durch eine zunehmende Unsicherheit charakterisiert.

Klinglmair *et al.* (2014) stellten bei der Wirkungsabschätzung von Ressourcen in Ökobilanzen grosse methodische Unterschiede fest. Einerseits bestehen oft erhebliche Lücken in verschiedenen Bereichen der Ressourcen bei der Wirkungsabschätzung, andererseits werden teilweise sehr unterschiedliche Charakterisierungsfaktoren angewandt. Biotische Ressourcen werden in Ökobilanzen im Allgemeinen wenig betrachtet. Klinglmair *et al.* (2014) kategorisieren die Methoden für die Bewertung von natürlichen Ressourcen wie folgt:

- Methoden, die auf den verfügbaren Reserven und Abbauraten basieren und somit die Knappheit der Ressource charakterisieren,
- Methoden, welche auf der Exergie basieren,
- Methoden, die den Aufwand („*surplus energy*“) für den Abbau einer Ressource bewerten,
- Methoden, welche die marginalen Kosten für den Ressourcenabbau berücksichtigen,
- Methoden, die die Zahlungsbereitschaft („*willingness to pay*“) für eine bestimmte Ressource charakterisieren,
- Methoden, welche die Ziellücke („*distance to target*“) bewerten.

In den folgenden Abschnitten werden die natürlichen Ressourcen in drei Gruppen zusammengefasst:

- **Abiotische Ressourcen:** in diese Kategorie fallen die Energieressourcen, die Metalle und die mineralischen Ressourcen; bei den letzteren sind insbesondere Phosphor und Kalium als sehr wichtige und begrenzte Nährstoffe für die Landwirtschaft zu nennen.
- **Wasser:** ist ebenfalls ein äusserst wichtiger Produktionsfaktor für die Landwirtschaft.
- **Landfläche:** diese Kategorie beschreibt eine für die Landwirtschaft sehr wichtige Produktionsgrundlage.

Nicht speziell betrachtet werden biotische Ressourcen, mit Ausnahme der Energie aus Biomasse, welche über Indikatoren für erneuerbare Energieträger (kumulierter Energieaufwand, siehe unten) charakterisiert werden kann.

8.2 Abiotische Ressourcen

8.2.1 Energieressourcen

Unter den nicht erneuerbaren Energieressourcen werden die fossilen Energieträger (Erdöl, Kohle, Erdgas) sowie das Uran als Grundlage für die Energiegewinnung mittels Atomkraft zusammengefasst. Die Verfügbarkeit fossiler Energieressourcen ist begrenzt. So stehen beispielsweise Kohle bei gleichbleibender Abbaurate für ca. 120 Jahre, Rohöl für 56 Jahre und Erdgas für 55 Jahre zur Verfügung (World Energy Council 2013). Bei der Abschätzung der Verfügbarkeit der Ressourcen in der Zukunft bestehen allerdings grosse Unsicherheiten, weil einerseits das genaue Ausmass der Reserven nicht bekannt ist, andererseits hängt die Verfügbarkeit von der Abbautechnik, den Preisen und den Abbaukosten ab. Zudem gibt es Unsicherheiten bezüglich der zukünftigen Abbauraten.

Bei den fossilen Energieträgern besteht ein enger Zusammenhang mit dem Klimaschutz, denn bei deren Verbrennung entsteht CO₂ als Treibhausgas. Würden alle fossilen Energieträger verbrannt, würde die CO₂-Konzentration so stark ansteigen, dass sich dies in einer globalen Temperaturerhöhung von 9°C gegenüber dem vorindustriellen Zeitalter niederschlagen würde (Greenstone 2015). Daher ist die Wirkung fossiler Energieträger auf das Klima als stärker limitierender Faktor anzusehen als die Erschöpfung der Vorräte von fossilen Energieträgern.

Unter den erneuerbaren Energieressourcen werden Solar- und Wind-Energie, Geothermie, Wasserkraft und Biomasse berücksichtigt. Im Unterschied zu den nicht erneuerbaren Energieressourcen sind nicht die Reserven, sondern die jährlich zur Verfügung stehende (Solar- und Wind-Energie) bzw. die jährlich erneuerte Menge (Geothermie, Wasserkraft, Biomasse) begrenzt.

8.2.2 Mineralische Ressourcen Phosphor und Kalium

Phosphor (P) und Kalium (K) sind zwei wichtige Makro-Nährstoffe, welche für die landwirtschaftliche Produktion unabdingbar sind. Diese Elemente sind nur in begrenzten Mengen verfügbar. Gemäss Fixen und Johnston (2012) reichen die Phosphor-Reserven bei der heutigen Abbaurate noch für 93 - 291 Jahre, jene

von Kalium für 235 - 510 Jahre (auf der Basis der Abbauraten von 2007-2008). Die tiefere Zahl gilt jeweils für einen Rohstoffabbau unter heutigen wirtschaftlichen Bedingungen, die höhere Zahl bezieht sich auf Reserven, die mit höheren Preisen, tieferen Kosten im Vergleich zu heute oder neuen Technologien abbaubar sind. Da diese zwei Nährstoffe in der Landwirtschaft nicht ersetzbar sind, ist ein haushälterischer Umgang mit ihnen prioritär, wobei die Phosphor-Reserven weniger lang ausreichen als jene von Kalium, sodass der Phosphorbedarf entsprechend höher zu gewichten ist.

Anders präsentiert sich die Situation beim Stickstoff (N). Dieser Nährstoff ist für das Pflanzenwachstum mindestens ebenso wichtig wie P und K und der Stickstoffzyklus steht mit vielen Umweltproblemen im Zusammenhang. Aus folgenden Gründen muss aber das Element N nicht als knappe Ressource betrachtet werden:

- Mit dem Haber-Bosch-Verfahren kann Luftstickstoff (N_2) in Ammoniak und anschliessend in weitere N-Verbindungen wie Nitrat oder Harnstoff umgewandelt werden. Dieser Prozess ist sehr energie-intensiv; heute wird dafür meist Erdgas verwendet. Die mit der Produktion von N-Düngern verbundenen Wirkungen werden daher über die Kategorien Bedarf an fossilen Energieträgern und Treibhauspotenzial abgebildet. Der Luftstickstoff steht dabei bei Weitem in genügender Menge zur Verfügung und wird durch die N-Verluste bei Denitrifikation (Umwandlung von NO_3 in N_2) laufend wieder ergänzt. Nach der Anwendung von N-Düngern entstehen weitere Emissionen von reaktivem Stickstoff (N_2O , NH_3 , NO_3 , NO_x), die durch Wirkungskategorien wie Treibhauspotenzial, Eutrophierung oder Versauerung berücksichtigt sind.
- Zudem gibt es weitere Quellen, die der Landwirtschaft reaktiven Stickstoff zuführen. Namentlich zu nennen ist die biologische Stickstoff-Fixierung durch die Leguminosen und die Einträge über N-Deposition von Industrie, Haushalten, Verkehr sowie von Blitzeinschlägen.

Weitere Makronährstoffe wie Calcium, Magnesium oder Schwefel sind für die landwirtschaftliche Produktion ebenfalls unabdingbar; ihre Reserven sind aber so gross, dass sie in absehbarer Zeit keine Limitierung für die landwirtschaftliche Produktion darstellen.

8.2.3 Bewertungsmethoden

Für die Bewertung des Bedarfs an abiotischen Ressourcen steht eine Reihe von Methoden zur Verfügung. Eine Übersicht mit einer detaillierten Bewertung der einzelnen Methoden und einer Empfehlung ist im ILCD-Bericht (EC-JRC-IES 2011) im Kapitel zum Ressourcenverbrauch („*resource depletion*“) zu finden, auf das sich die nachfolgende Analyse stützt:

- **Exergie (exergy)** (Dewulf *et al.* 2007): Die Exergie repräsentiert die Menge an „nützlicher Arbeit“, die mit einer Ressource verrichtet werden kann. So kann z.B. Elektrizität oder mechanische Energie sehr vielseitig eingesetzt werden um „nützliche Arbeit“ zu verrichten; beide können beispielsweise vollständig in Wärme umgewandelt werden. Wärmeenergie hingegen kann nur teilweise (d.h. mit Verlusten) in Elektrizität oder mechanische Energie umgewandelt werden; der Wirkungsgrad hängt vom Temperaturgefälle ab. Die Methode ist sehr umfassend und erlaubt es, eine Vielzahl von Ressourcen zu bewerten: fossile Energieträger, Uran, erneuerbare Energieträger (Solar-, Wind-, Hydro- und Biomasse-Energie), Metalle, mineralische Ressourcen (inkl. P & K) und Wasser. Die Methode wurde auf die ecoinvent-Datenbank angewandt (Bösch *et al.* 2007). Sie erlaubt es, den Ressourcenverbrauch bzw. die Ressourcennutzung in einer gemeinsamen Einheit, nämlich MJ Exergie, auszudrücken.
- **Emergie (emergy)**: die Methode der Emergie-Bewertung (emergy steht für **embodied energy**) erlaubt es, eine Vielfalt an verschiedenen Ressourcen zu bewerten. Das Kriterium ist dabei die Energie, die direkt oder indirekt für die Bildung dieser Ressourcen benötigt wurde. Die verwendete Einheit ist solar energy joules (SEJ). Ein besonderer Fokus liegt dabei auf natürlichen Ressourcen wie Sonnenlicht, Wind, Regen, Wasser oder Boden. Markussen *et al.* (2014) präsentierten eine Anwendung der Emergie-Methode auf Gemüsebaubetrieben in England; parallel dazu wurden die gleichen Betriebe auch mittels etablierter Ökobilanz-Wirkungskategorien analysiert. Die Emergie-Methode hat viele Ähnlichkeiten mit der Ökobilanz; es gibt aber einige fundamentale Unterschiede. Rugani und Benetto (2012) zeigten, wie die Methode der Emergie im Ökobilanz-Kontext integriert werden könnte. Im jetzigen Stand ist jedoch die Emergie-Methode nicht ausgereift genug, um routinemässig in Ökobilanzen verwendet zu werden.

- Die Methode des kumulierten Energieaufwands (KEA) (**cumulative energy demand, CED**) erlaubt die Bewertung der energetischen Ressourcen. Dabei können sowohl die nicht erneuerbaren Ressourcenkategorien fossil und nuklear, als auch die erneuerbaren Energieressourcen Biomasse, Wind, Solarenergie, Geothermie und Wasserenergie (Flüsse, Stauseen, Gezeiten und Wellen) berücksichtigt werden. Sie ist die am häufigsten verwendete Methode für die Abschätzung des Energiebedarfs. Diese Methode wurde auch in der ecoinvent-Datenbank implementiert (Frischknecht *et al.* 2007). Bei fossilen Energieträgern kommt der obere Heizwert (Brennwert) zur Anwendung, weil dieser die gesamte im Energieträger enthaltene Energie charakterisiert, inklusive der Verdampfungsenergie von Wasserdampf in den Verbrennungsgasen. Diese Methode wurde bisher auch standardmässig in der SALCA-Methodik verwendet (Nemecek *et al.* 2010); nur die nicht erneuerbaren Energieressourcen (fossil und nuklear) wurden dabei berücksichtigt. Eine besondere Herausforderung stellt die Bewertung der erneuerbaren Energieträger dar. Grundsätzlich bestehen zwei Ansätze: „*energy harvested*“ und „*energy harvestable*“ (Frischknecht *et al.* 2015). Im ersteren wird die effektiv entnommene Energiemenge bilanziert (z. B. in der geernteten Biomasse) im letzteren die viel grössere gesamte Energiemenge, welche auf die Energie-Produktionseinrichtung auftrifft (z. B. Globalstrahlung auf das Feld). Frischknecht *et al.* (2015) verglichen fünf verschiedene Methoden zur Berechnung des KEA anhand einer Fallstudie. Unterschiede zwischen den Methoden bestehen v.a. bei der Bewertung von Uran und erneuerbaren Energieträgern. Frischknecht *et al.* (2015) empfehlen die Methode kumulierter Energieaufwand nach dem „*energy harvested*“-Ansatz, weil dieser die Energieträger beim Überschreiten der Grenze zwischen Ökosphäre und Technosphäre konsistent charakterisiert. Diese Methode wurde auch in ecoinvent implementiert.
- Die Methode der **Umweltbelastungspunkte 2013** (Frischknecht und Büsser Knöpfel 2013) berücksichtigt folgende Ressourcen: nicht erneuerbare Energieressourcen (fossil und nuklear), erneuerbare Energieressourcen (Biomasse, Solarenergie, Wasserkraft, Wind, Geothermie), Landnutzung, mineralische Ressourcen (inklusive Phosphor aber ohne Kalium), Metalle, Kies und Sand sowie Wasser. Die Bewertung erfolgt anhand der Ziele der Schweizer Umweltpolitik und die Gewichtung ist umso höher, je weiter entfernt ein bestimmtes Umweltproblem vom Zielwert ist („*distance to target*“ Methode). Die Bewertung erfolgt einheitlich mittels Umweltbelastungspunkten; es handelt sich dabei um eine Endpoint-Methodik.
- **CML** (Guinée *et al.* 2001): Die Methode berücksichtigt den Verbrauch abiotischer Ressourcen („*abiotic depletion potential*“) und die Flächenbelegung („*land competition*“, in m²a). Bei den abiotischen Ressourcen werden Energieressourcen, Metalle und mineralische Ressourcen (inkl. Phosphor und Kalium) berücksichtigt. Die Ressourcen werden anhand des Verhältnisses der jährlichen Abbauraten und der Verfügbarkeit der Ressource in der Erdkruste (im Quadrat) bewertet. Anschliessend werden sie relativ zur Referenzsubstanz (Antimon (Sb)-Äquivalenten) ausgedrückt.
- **EDIP 2003** (Hauschild *et al.* 2006): Die Wirkungskategorie „Ressourcen“ umfasst fossile Energieressourcen, Uran und Metalle. Somit werden die für die Landwirtschaft wichtigen Ressourcen P und K vernachlässigt, was die Methode wenig geeignet für die Analyse landwirtschaftlicher Systeme macht. Die Bewertung erfolgt ausschliesslich anhand der verfügbaren und aus heutiger Sicht ökonomisch abbaubaren Ressourcen.
- **ReCiPe** (Goedkoop *et al.* 2009): Die Methode berücksichtigt die Belegung landwirtschaftlicher und städtischer Flächen (m²a), die Umwandlung natürlicher Flächen (m²), den Wasserbedarf (m³), den Metallverbrauch (Eisen-Äquivalente) sowie die fossilen Energieträger (Öl-Äquivalente) auf der Midpoint-Ebene. Auf der Endpoint-Ebene werden die Wirkungen in die Einheit Arten*Jahr (Flächennutzung) und in einer monetären Einheit (abiotische Ressourcen) umgewandelt. Die Rohstoffe werden anhand der marginalen Kosten für deren Abbau bewertet.

Im Bereich der abiotischen Ressourcen gab es seit der Publikation des ILCD-Berichts (EC-JRC-IES 2011) wenig Fortschritte; in der obigen Zusammenstellung wurde im Unterschied zum zitierten Bericht lediglich die aktualisierte UBP-Methode von 2013 berücksichtigt.

Schneider *et al.* (2015) präsentierten eine neue Methodik für die Abschätzung von Metall-Ressourcen basierend auf den verfügbaren Reserven. Diese ist allerdings nur für Metalle anwendbar und daher für die

Anwendung in der Landwirtschaft wenig geeignet, da die mineralischen Ressourcen P und K sowie Energie-ressourcen nicht berücksichtigt werden.

8.3 Wasserbedarf

Wasser ist eine zentrale Ressource für die landwirtschaftliche Produktion. 70 % des Süßwasserverbrauchs durch den Menschen dient der Bewässerung landwirtschaftlicher Kulturen (The Crop Site 2015). Die Schweiz hat gegenwärtig aufgrund relativ hoher Niederschläge in der Regel genügend Süßwasser von hoher Qualität zur Verfügung. Jährlich fallen Niederschläge von 60 km³; dazu kommen Zuflüsse aus dem Ausland von 13 km³. Die Evapotranspiration beträgt 20 km³, die restlichen 53 km³ entsprechen dem Abfluss ins Ausland (Landeshydrologie Schweiz 2003). Mit dem Klimawandel ist zu erwarten, dass heiße und trockene Sommer häufiger werden, so dass Wasser für die Schweizer Landwirtschaft zunehmend zu einem knappen Gut wird (Führer *et al.* 2013). Wenn die Gletscher in den Alpen abschmelzen, werden die Flüsse im Sommer weniger Wasser führen und somit wird sich die Wasserknappheit verschärfen.

Verschiedene der oben diskutierten Methoden berücksichtigen die Nutzung der Ressource Wasser. Die ILCD (EC-JRC-IES 2011) empfiehlt, die Methode UBP zu verwenden. Zum Zeitpunkt der Analyse durch die ILCD stand die Version 2006 zur Verfügung, wobei sich die Methode mit dem Update 2013 (Frischknecht und Büsser Knöpfel 2013) bezüglich der Wassernutzung nicht geändert hat. Die UBP-Methode berücksichtigt die aktuelle Entnahme von Süßwasser und setzt diese ins Verhältnis mit dem kritischen Fluss (dies ergibt sogenannte „Ökofaktoren“). Der kritische Fluss wird als 20 % jener Wasserressourcen angenommen, welche jährlich erneuert werden. Diese Ökofaktoren stehen für alle Länder zur Verfügung.

Die Methode von Pfister *et al.* (Pfister *et al.* 2009; Pfister *et al.* 2011) wurde in der Analyse der ILCD nicht berücksichtigt, da sie noch nicht zur Verfügung stand. Sie berechnet einen Wasserstress-Index aus dem Verhältnis des aktuellen Wasserverbrauchs zum erneuerten Süßwasser in der gleichen Periode. Die Werte für den Wasserstress-Index werden weltweit sowohl für einzelne Länder, als auch für Wassereinzugsgebiete zur Verfügung gestellt. Somit erlaubt diese Methode eine bessere Differenzierung. Sowohl die UBP-Methode als auch die Anwendung des Wasserstress-Index nach Pfister *et al.* (2009) (Abbildung 18) setzen eine regionalisierte Wirkungsabschätzung voraus, d.h. der Ort der Wasserentnahme muss erfasst und nach Ländern oder Wassereinzugsgebieten unterschieden werden. Falls jedoch der grösste Teil des Wasserverbrauchs am gleichen Ort stattfindet (zum Beispiel auf dem Betrieb), und die Beiträge aus den Vorketten marginal sind, kann näherungsweise derselbe Faktor für den gesamten Wasserverbrauch verwendet werden.

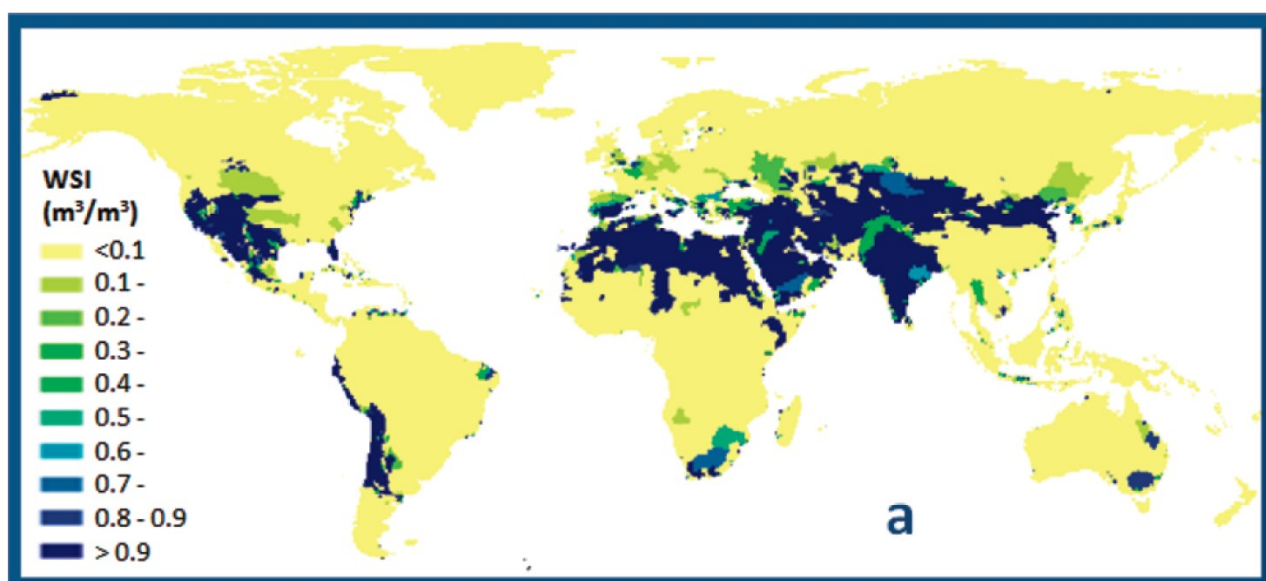


Abbildung 18: Globale Werte für den Wasserstress-Index nach Pfister *et al.* (2009).

8.4 Landnutzung

Die landwirtschaftliche Nutzfläche ist die Grundvoraussetzung für die landwirtschaftliche Produktion. Der Begriff „Landnutzung“ wird in der Ökobilanzierung sehr umfassend angewendet (Milà i Canals *et al.* 2007a). Darin berücksichtigt werden Aspekte wie die reine Nutzung der Fläche, das Biomasse-Produktionspotenzial einer Fläche, die Auswirkungen der Nutzung auf die Bodenqualität, die Biodiversität und teilweise auch die Landschaft. In diesem Bericht werden die Auswirkungen auf die Biodiversität, die Bodenqualität und die Landschaftsästhetik mittels eigener Indikatoren abgedeckt. Deshalb liegt der Fokus hier auf den übrigen Aspekten. Dies sind in erster Linie die Flächenbelegung („*land occupation*“) an sich, die Umwandlung von Flächen bzw. die Nutzungsänderung („*land transformation*“) sowie der Aspekt des Biomasse-Produktionspotenzials.

Aus der obigen Übersicht über die Wirkungsabschätzungsmethoden wird klar, dass mehrere Methoden bestimmte Aspekte der Landnutzung berücksichtigen. ILCD (EC-JRC-IES 2011) empfiehlt die Methode von Milà i Canals *et al.* (2007b). Darin wird die organische Bodensubstanz als robuster Indikator für die Bodenqualität vorgeschlagen. Dieser Indikator ist aber bereits in der Methode Bodenqualität berücksichtigt und ist nicht geeignet, um die oben aufgeführten Aspekte abzubilden.

Für die Abschätzung der Landnutzung werden Indikatoren auf drei Ebenen vorgeschlagen:

1. Flächenbedarf,
2. Biomasse-Produktionspotenzial,
3. Nahrungsmittel-Produktionspotenzial.

- Der **Flächenbedarf** (gemessen in m² pro Jahr) berücksichtigt die Tatsache, dass die Landfläche ein begrenztes Gut ist. Wird eine Fläche einer bestimmten Nutzung zugeführt (z.B. durch Überbauung), steht sie für andere Nutzungen, wie z. B. die landwirtschaftliche Produktion, nicht mehr zur Verfügung. Die Methode CML2001 (Guinée *et al.* 2001) schlägt den Indikator „*land competition*“ für diesen Zweck vor, der auch in der SALCA-Methodik angewandt wird. Der Vorteil dieses Indikators ist seine Einfachheit. Zudem wird in den gängigen Datenbanken wie ecoinvent die Flächenbelegung systematisch erfasst, so dass die Berechnung mit der gängigen Ökobilanz-Software möglich ist. Der Nachteil ist allerdings, dass die Eignung einer Fläche für eine bestimmte Nutzung nicht berücksichtigt wird. So bietet eine Hektare fruchtbares Ackerland im schweizerischen Mittelland ganz andere Nutzungsmöglichkeiten als eine Hektare Alpweide oder eine Hektare in der Sahara.
- Dieser Mangel kann mit Methoden ausgeglichen werden, welche das **Biomasse-Produktionspotenzial** berücksichtigen. Diese basieren entweder auf der „*net primary productivity*“ (NPP) oder auf der „*human appropriation of net primary productivity*“ (HANPP). Die erstere bezeichnet das Produktionspotenzial einer Fläche für Biomasse (gemessen in MJ, kg C oder in kg Trockenmasse), die letztere die Nutzung des Biomasse-Produktionspotenzials durch den Menschen (durch Ernte). Beide Größen liegen in Form von globalen Karten vor. Alvarenga *et al.* (2013) präsentieren eine Methode, welche die Landnutzung in MJ Exergie ausdrückt (Abbildung 19). Sie bezeichnet somit das Potenzial für die Biomasseproduktion und dieses kann der tatsächlichen Produktion gegenübergestellt werden. Eine Weiterentwicklung der Methode Alvarenga *et al.* (2015) basiert auf der HANPP und charakterisiert das verbleibende (nicht abgeerntete) Biomasse-Produktionspotenzial. Die Idee dahinter ist, dass die nicht geerntete Biomasse für andere Ökosystem-Funktionen zur Verfügung steht. Diese Effekte sind allerdings im vorliegenden Konzept bereits mit der Biodiversität und Bodenqualität weitgehend abgedeckt, so dass sich diese Methode weniger gut eignet. Beide Methode setzen eine regionalisierte Wirkungsabschätzung voraus, was zur Zeit von den wenigsten Ökobilanz-Software-Tools beherrscht wird. Das Biomasse-Produktionspotenzial hat jedoch für die Nahrungsmittelproduktion eine beschränkte Aussagekraft, denn es wird nicht zwischen nachwachsenden Rohstoffen wie Holz, Futtermitteln wie Gras und Nahrungsmitteln unterschieden.

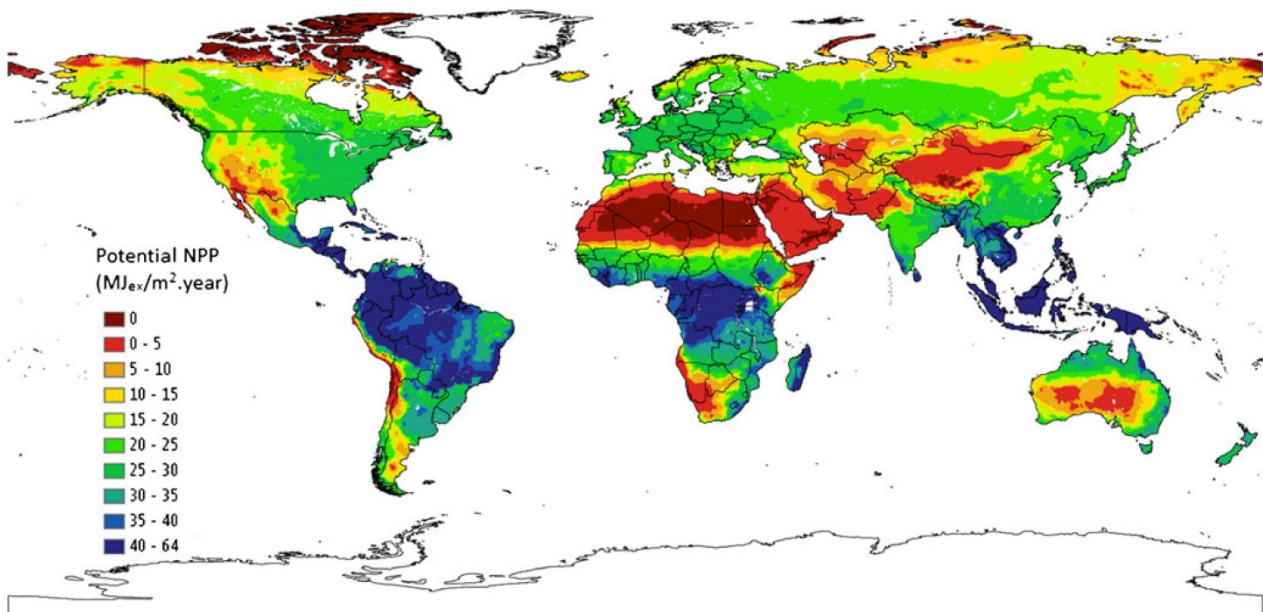


Fig. 2 World map of characterization factors of land resources in human-made systems, based on the potential availability of natural net primary production (in exergy units, MJ_{ex}/m²·year)

Abbildung 19: Exergie-basierte Charakterisierungsfaktoren für die Landnutzung (Alvarenga et al. 2013).

- Um die unterschiedlichen Nutzungsmöglichkeiten und die Nahrungsmittelproduktion im Zusammenhang mit der Tierproduktion zu berücksichtigen, entwickelten Mollenhorst et al. (2014) eine Methode, welche das **Proteinproduktionspotenzial** für die menschliche Ernährung quantifiziert. Dabei wird ein „land use efficiency (LUE) ratio“ berechnet als Quotient aus den pflanzlichen Proteinen, welche auf der Futter-Fläche direkt für die menschliche Ernährung produziert werden könnten und den tierischen Proteinen, welche tatsächlich produziert werden. Mit dieser Methode lassen sich z. B. die Unterschiede zwischen einer Wiederkäuer-Haltung auf obligatorischen Graslandflächen, die keine andere landwirtschaftliche Nutzung erlauben, und einer Fütterung mit Futter vom Acker, wo auch direkt Nahrungsmittel produziert werden könnten, klar aufzeigen. Die Anwendung der Methodik setzt eine regionalisierte Wirkungsabschätzung voraus. Zudem müssten die Charakterisierungsfaktoren für eine weltweite Anwendung noch ermittelt werden und somit ist diese Methodik noch nicht reif für eine breite Anwendung.

Diese drei Ansätze haben unterschiedliche Anwendungsmöglichkeiten und eine unterschiedliche Aussagekraft. Die Wahl hängt von der Zielsetzung der jeweiligen Studie ab. Der Flächenbedarf ist einfach und universell anwendbar, hat aber für die landwirtschaftliche Produktion eine begrenzte Aussagekraft. Die Methode von Mollenhorst et al. (2014) eignet sich spezifisch für die Analyse der Tierproduktion. Die Methoden von Alvarenga et al. (2013) nimmt eine Zwischenstellung ein, weil sie global anwendbar ist und wichtige Aspekte der Biomasse-Produktion abdeckt.

Neben der reinen Flächenbelegung ist auch die **Flächenumwandlung** („land transformation“) für landwirtschaftliche Systeme sehr relevant. In der Schweiz nimmt die landwirtschaftliche Nutzfläche durch Vergandung und Überbauung ab. Eine Umwandlung von anderen Flächen in landwirtschaftliche Nutzfläche findet kaum statt. Allerdings können Graslandflächen in Ackerland umgewandelt werden und umgekehrt. Viel bedeutender ist das Thema im Ausland: In Brasilien z. B. wurden in den letzten Jahrzehnten grosse Waldflächen abgeholzt und der landwirtschaftlichen Nutzung zugeführt. Dieser Aspekt kann mit dem Indikator „Abholzung“ in der SALCA-Methode abgebildet werden, der die Netto-Veränderung der Wald und Buschflächen in m² quantifiziert. Er ist dem Indikator „natural land transformation“ aus der Methode ReCiPe (Goedkoop et al. 2009) ähnlich, berücksichtigt aber zusätzlich noch die Umwandlung von Buschland.

8.5 Teil-Aggregation der Ressourcennutzungs-Indikatoren

Die vorgeschlagenen Indikatoren für die Ressourcennutzung betreffen sehr unterschiedliche Ressourcen und haben unterschiedliche Einheiten. Deshalb muss für die Aggregation auf gemeinsame Eigenschaften der Ressourcen zurückgegriffen werden. Die Methode der Exergie (Bösch *et al.* 2007; Dewulf *et al.* 2007) erlaubt eine Aggregation, da die verschiedenen Ressourcen einheitlich in MJ Exergie ausgedrückt werden. In der Beurteilung durch ILCD (EC-JRC-IES 2011) wurde sie relativ günstig bewertet mit Ausnahme der Umweltrelevanz, weil die Knappheit nicht berücksichtigt wird, und der Akzeptanz durch Stakeholder, weil die Methode nicht so einfach kommuniziert werden kann.

Die Exergie kann folgende Bereiche abdecken:

- Fossile Energieträger
- Nukleare Energieträger
- Erneuerbare Energieträger, Wind
- Erneuerbare Energieträger, Solar
- Erneuerbare Energieträger, Wasserkraft
- Erneuerbare Energieträger, Biomasse
- Wasser
- Metalle
- Mineralien.

Zusätzlich kann mit der Methode von Alvarenga *et al.* (2013) die Landnutzung basierend auf dem NPP abgebildet werden. Somit ist eine Berücksichtigung aller für die Landwirtschaft relevanten Ressourcen möglich. Die Nutzung dieser Ressourcen kann mit einer einzigen Zahl repräsentiert werden; es ist jedoch durchaus möglich und für die Interpretation auch sinnvoll, den Exergie-Indikator nach den oben erwähnten Kategorien zu unterteilen. Einzig der Aspekt der Flächenumwandlung (Abholzung) lässt sich darin nicht integrieren und muss – bei Bedarf – separat analysiert werden.

8.6 Evaluation der Indikatoren

Eine detaillierte Analyse findet sich im Bericht EC-JRC-IES (2011) und wird nachfolgend zusammengefasst.

8.6.1 Vollständigkeit („completeness of scope“)

Mit den Bereichen Energie, mineralische Ressourcen, Metalle, Landnutzung und Wassernutzung sind alle für die Landwirtschaft wichtigen natürlichen Ressourcen berücksichtigt. Weitere Aspekte werden mit den Indikatoren für Biodiversität und Bodenqualität abgedeckt. Erneuerbare Energieträger können wahlweise mitberücksichtigt werden, wo sie eine besondere Rolle spielen. Die Flächenumwandlung muss ebenfalls noch zusätzlich berücksichtigt werden, wo sie relevant ist.

8.6.2 Bewertung der Robustheit und Unsicherheiten

Die Sachbilanzdaten bezüglich der Energie gelten als relativ robust, da auf diesem Gebiet schon lange gearbeitet wird. Allerdings gibt es bei der Wahl der Wirkungsabschätzungs-Methode grosse Unterschiede in der Literatur, je nachdem ob auf der obere oder untere Heizwert¹⁴ betrachtet wird oder ob nur nicht erneuerbare oder auch erneuerbare Energieträger berücksichtigt werden.

Beim Bedarf an Metallen und Mineralien sind die Sachbilanzdaten relativ robust. Wenn die Düngermenge und -art bekannt ist, lässt sich der Bedarf an Phosphaterz oder Kalisalz ziemlich genau abschätzen. Grosse Unsicherheiten bestehen bei der Wirkungsabschätzung bezüglich der verfügbaren Reserven. Erstens sind längst nicht alle Lagerstätten bekannt, zweitens hängt die Abschätzung der verfügbaren Reserven von den Preisen und der Abbautechnik ab.

Beim Wasserstress-Index bestehen grosse Unsicherheiten in den Vorketten. Auf gut dokumentierten Betrieben sollten die verbrauchten Mengen Wasser zwar bekannt sein, oft ist jedoch nicht bekannt, ob

¹⁴ Der obere Heizwert (Brennwert) quantifiziert die gesamte im Brennstoff chemisch gebundene Energiemenge, während der untere Heizwert nur die freigesetzte Energie ohne die Verdampfungswärme des in den Verbrennungsgasen enthaltenen Wassers beschreibt.

bewässert wurde und wenn ja, wieviel. Pfister *et al.* (2011) stellen zwar Daten über Wasserverbrauch für die wichtigsten Kulturen und alle Länder zur Verfügung; diese weisen aber erfahrungsgemäss eine hohe Unsicherheit auf. Zudem ist die Wasserknappheit oft ein saisonales Problem.

Beim Flächenbedarf sind die betriebseigenen Flächen sehr genau bekannt. Unsicherheiten bestehen bezüglich der Vorketten. Die Mengen der Inputs werden zwar in der Regel erfasst, allerdings können Erträge (z. B. von Futtermitteln) beträchtlich schwanken, zumal die Herkunftsländer und -regionen oft nicht bekannt sind, und damit steigt die Unsicherheit bezüglich des Flächenbedarfs. Auch beim Flächenbedarf für die Produktion zugekaufter Tiere bestehen erhebliche Unsicherheiten.

Bezüglich Flächenumwandlung ist die Abschätzung der Abholzung mit grossen Unsicherheiten behaftet. Die Veränderung der Waldflächen in verschiedenen Ländern ist zwar in den Statistiken dokumentiert; jedoch besteht grosse Unsicherheit darin, wie diese Veränderung einzelnen Produkten zuzuordnen ist (z. B. Soja oder Rindfleisch).

8.6.3 Transparenz und Reproduzierbarkeit

Alle Methoden sind in der wissenschaftlichen Literatur beschrieben und die meisten auch in gängigen Software-Tools hinterlegt. Die Transparenz und die Reproduzierbarkeit sind daher gut.

8.6.4 Anwendbarkeit: Kommunizierbarkeit/ Praxistauglichkeit

Die Nutzung der abiotischen Ressourcen ist in den Ökoinventar-Datenbanken quantifiziert, sodass die Wirkungsabschätzung hier gut anwendbar ist. Wasserbedarf und Landnutzung benötigen teilweise eine regionalisierte Wirkungsabschätzung, was momentan von den gängigen Ökobilanz-Software-Tools noch nicht standardmässig beherrscht wird.

Die Kommunizierbarkeit ist beim kumulierten Energieaufwand gut, denn diese Grössen sind seit Jahren bekannt und werden oft diskutiert. Der Wasserstress-Index ist auch gut kommunizierbar, ebenso der Flächenbedarf und die Abholzung. Bei den abiotischen Ressourcen ist die Einheit der CML2001-Methode (Antimon (Sb)-Äquivalente) den Laien kaum vertraut. Das Konzept der Exergie ist für Laien schwer durchschaubar und damit schlecht kommunizierbar. Bei unüblichen Einheiten gibt es aber immer die Möglichkeit, in der Kommunikation beispielsweise von Ressourcen-Punkten zu sprechen (und entsprechend zu dokumentieren) und nur für die wissenschaftliche Kommunikation die Original-Einheiten zu verwenden.

8.7 Empfehlung

Die Wahl der Indikatoren hängt von der Zielsetzung der Studie ab. Für Ökobilanzstudien mit einem wissenschaftlichen oder anderweitig fachlich geschulten Publikum wird vorgeschlagen, mit mehreren einzelnen Indikatoren gemäss Tabelle 52 zu arbeiten. Indikatoren, die für die betrachteten Systeme nicht relevant sind, können weggelassen werden. Beispielsweise spielt der Indikator „Abholzung“ für eine Analyse des Schweizer Ackerbaus kaum eine Rolle und kann daher vernachlässigt werden. Die Anzahl Indikatoren kann noch weiter reduziert werden, indem die CML2001-Methode „*abiotic resource depletion*“ auch für Energieträger verwendet wird, wodurch man auf den Indikator Kumulierter Energieaufwand (KEA) verzichten kann. Allerdings werden Energieträger dann in der sehr unüblichen Einheit Antimon-Äquivalente ausgedrückt, was für die Kommunikation und Vergleichbarkeit mit anderen Studien nachteilig ist.

Für die Beurteilung der gesamten Nachhaltigkeit wird empfohlen, mit dem Indikator Exergie zu arbeiten. Dieser erlaubt es, alle wichtigen Ressourcenbereiche mit der gleichen Methode und Einheit zu berücksichtigen. Die Ausnahme bildet die Abholzung, welche bei Bedarf zusätzlich betrachtet werden muss. Die einzelnen Ressourcenbereiche können und sollen bei der Ergebnisdarstellung unterschieden werden, um die Interpretation zu erleichtern.

Tabelle 52: Übersicht über die vorgeschlagenen Indikatoren für den Bereich Nutzung von Umwelt-Ressourcen.

Umwelt-Ressource	Einzelne Indikatoren	Einheit	Aggregierter Indikator	Einheit
Nicht erneuerbare Energieträger	Kumulierter Energieaufwand (KEA) fossil und nuklear	MJ	Exergie	MJ

Umwelt-Ressource	Einzelne Indikatoren	Einheit	Aggregierter Indikator	Einheit
Erneuerbare Energieträger	Optional: Kumulierter Energieaufwand (KEA) Biomasse, Wind, Solar, Geothermie, Wasserkraft	MJ	Optional: Exergie Biomasse, Wind, Solar, Geothermie, Wasserkraft	MJ
Metalle und Mineralien	CML2001 „abiotic resource depletion“ (ohne Energieträger)	kg Sb-Äq.	Exergie Metalle Exergie Mineralien	MJ
Wasser	Wasserstress-Index Pfister <i>et al.</i> (2009)	m ³	Exergie Wasser	MJ
Landnutzung	1. Land competition (CML2001)	m ² a	Exergie Landnutzung (Alvarenga <i>et al.</i> 2013)	MJ
	2. Exergie Landnutzung (Alvarenga <i>et al.</i> 2013)	MJ		
	3. Proteinproduktionspotenzial	LUE		
Flächenumwandlung	Abholzung	m ²	Nicht verfügbar	-

9 Klima (Treibhauspotenzial)

Thomas Nemecek, Maria Bystricky, Gérard Gaillard, Andreas Roesch

9.1 Einleitung

Der anthropogen verursachte Klimawandel hat zahlreiche Auswirkungen auf die Ökosysteme und auf die menschliche Gesundheit (Abbildung 20).

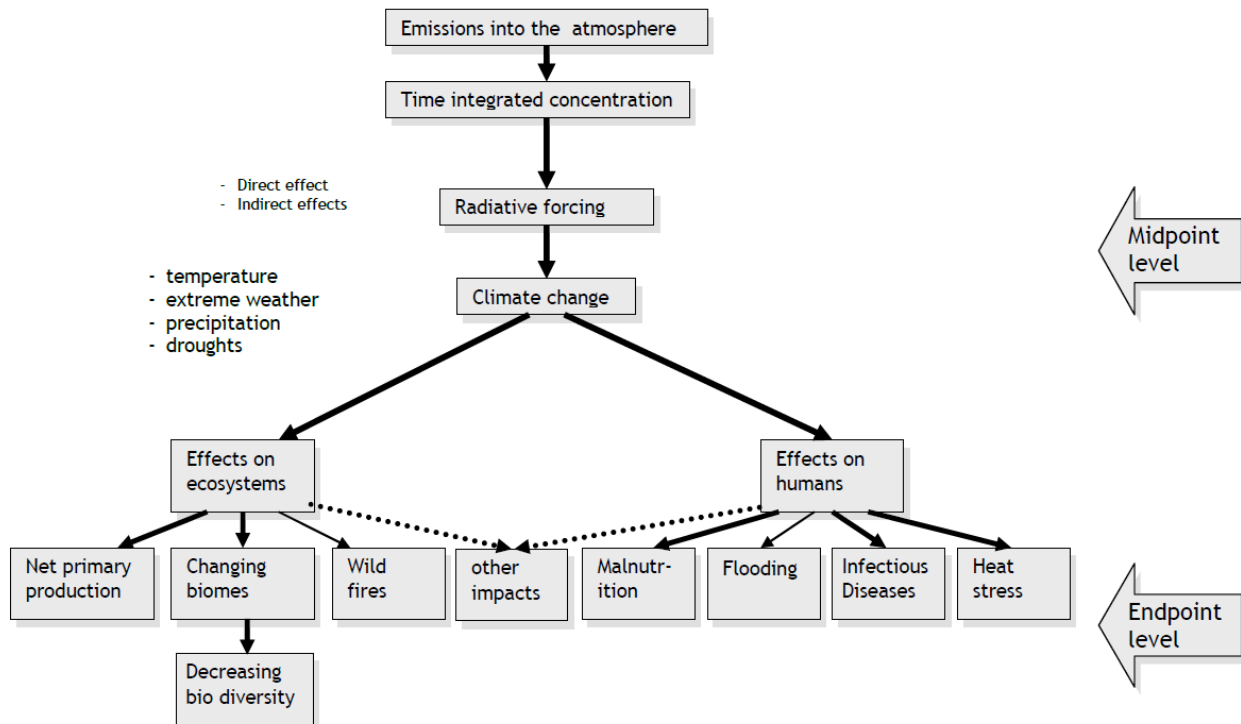


Abbildung 20: Zusammenhänge zwischen Klimawandel und dessen Auswirkungen auf Ökosysteme und die menschliche Gesundheit (Quelle: EC-JRC-IES (2010)).

Die Schweizer Landwirtschaft verursachte 2013 11.5 % der Treibhausgas-Emissionen der Schweiz (BAFU 2015). Dieser Anteil ist in den letzten Jahren gesunken; 1990 betrug er noch 13.3 %. Dazu ist allerdings zu bemerken, dass beim nationalen Treibhausgasinventar nicht alle Emissionen, die direkt und indirekt durch die Landwirtschaft verursacht werden, dem Sektor Landwirtschaft zugerechnet werden. Die Treibhausgasinventare folgen einem sektoralen und nicht einem Lebenszyklus-Ansatz wie die Ökobilanz und sind daher nicht direkt miteinander vergleichbar. Zudem werden verschiedene Inputs der Landwirtschaft wie Mineraldünger oder Futtermittel importiert, was bedeutet, dass die entsprechenden Emissionen in den nationalen territorialen Inventaren nicht enthalten sind. Der Beitrag der Landwirtschaft dürfte also insgesamt grösser sein (BFS 2009; Bretscher *et al.* 2014).

9.2 Sachbilanz

Die wichtigsten Treibhausgase für die Landwirtschaft sind Kohlendioxid (CO₂), Methan (CH₄) und Lachgas (N₂O, Abbildung 21). Andere Treibhausgase wie Fluor-Chlor-Kohlenwasserstoffe (FCKW) können in den Vorketten vorkommen, sind jedoch für landwirtschaftliche Systeme insgesamt kaum von Bedeutung. Die wichtigsten Quellen für Treibhausgase sind:

- Methan: die weitaus wichtigste Quelle für Methan ist die Tierhaltung. Die grössten Anteile stammen aus dem Verdauungstrakt von Wiederkäuern (enterische Emissionen) sowie aus dem Hofdünger-Management oder von der Weide. Weltweit spielt auch die Reisproduktion eine zentrale Rolle; diese hat aber in der Schweizer Landwirtschaft keine Bedeutung.

- Lachgas steht in einem engen Zusammenhang mit dem Stickstoffzyklus. Während der Nitrifikation (Umwandlung von Ammonium zu Nitrat) und der Denitrifikation (Umwandlung von Nitrat zu Luft-Stickstoff N_2) kann Lachgas als Nebenprodukt respektive Zwischenprodukt entweichen. Daher entsteht Lachgas beim Pflanzenbau durch die Anwendung von N-Düngern (mineralisch und organisch), durch die Einarbeitung von Ernterückständen und durch den Abbau von organischer Bodensubstanz.
- Lachgas entsteht auch in der Tierhaltung durch das Management von Hofdüngern und auf der Weide.
- Durch die Deposition von anderen reaktiven N-Verbindungen landwirtschaftlichen Ursprungs wie NH_3 und NO_x aus der Luft sowie nach dem Austritt von ausgewaschenem Nitrat an die Oberfläche können induzierte N_2O -Emissionen entstehen, welche ebenfalls zu berücksichtigen sind.
- CO_2 aus fossilen Energieträgern (Treibstoffe wie Diesel und Benzin, Brennstoffe wie Heizöl oder Erdgas und Einsatz fossiler Energieträger in den Vorketten)
- Treibhausgase aus der Landnutzungsänderung: durch die Abholzung von Wäldern, die Urbarmachung von Feuchtgebieten oder die Umwandlung von Gras- in Ackerland können grosse Mengen von Treibhausgasen freigesetzt werden. Für die Schweizer Landwirtschaft ist insbesondere der Import von Futtermitteln wie Soja aus Brasilien oder Palmöl und Palmkernmehl aus Südostasien von Bedeutung. Somit trägt der Konsum von Fleisch aus Regionen mit Abholzung oder von Tieren, die mit entsprechendem Futter versorgt werden, zu diesen Treibhausgasquellen bei. Als Treibhausgase entstehen CO_2 , aber auch Lachgas (durch den Abbau von organischer Substanz) sowie Methan (bei der Urbarmachung von Feuchtgebieten).

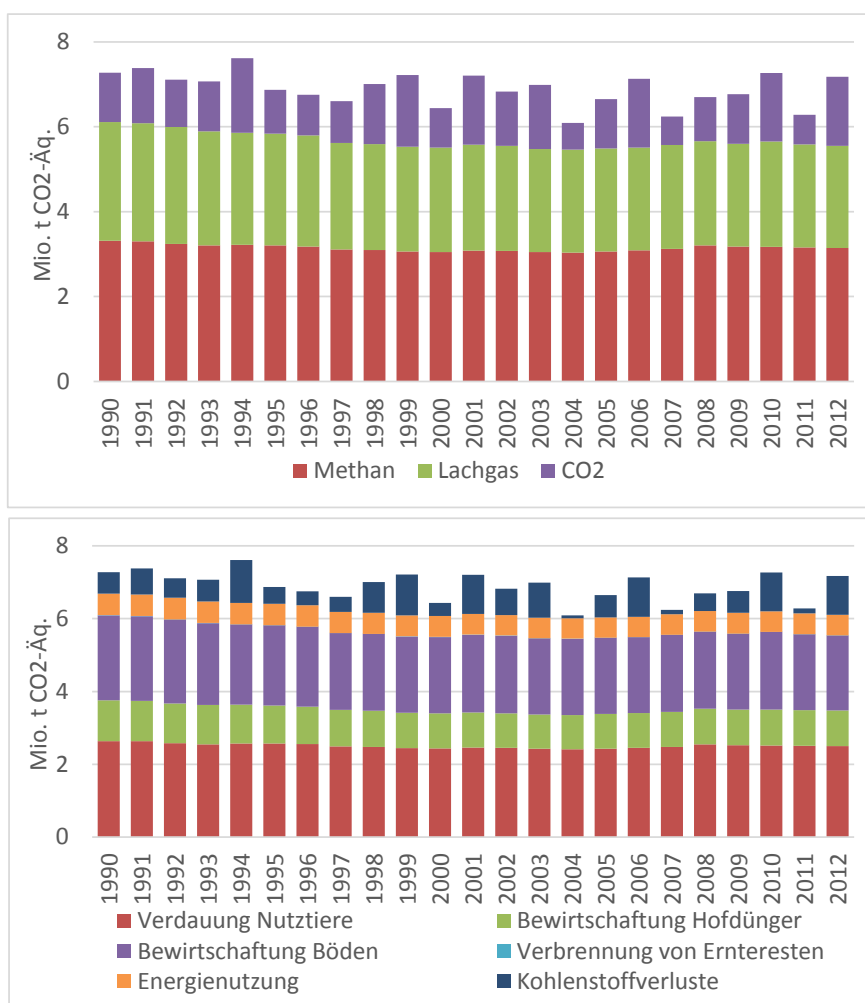


Abbildung 21: Entwicklung der Treibhausgasemissionen aus der Schweizer Landwirtschaft (oben: nach Emissionen, unten: nach Emissionsquellen). Quelle: BLW (2013)

Für die Berechnung der Treibhausgas-Emissionen in der Sachbilanz kommen folgende Modelle und Daten zur Anwendung:

- Die Emissionen aus den Vorketten sowie aus der Verbrennung von Treib- und Brennstoffen auf dem Betrieb (alle Treibhausgase) werden aus den Ökobilanz-Datenbanken ecoinvent und SALCA entnommen. Bei Bedarf werden sie durch andere Datenbanken wie World Food Life Cycle Database, AGRI-BALYSE, ACYVIA oder AgriFoot-Print ergänzt. Das gilt auch für die Emissionen selber.
- Die Methan-Emissionen aus der Verdauung von Tieren, auf der Weide und durch das Hofdünger-Management werden mit den Emissionsfaktoren von IPCC (2006) (detaillierte Methodik von Tier 2) ermittelt. Eine Ausnahme stellen die enterischen Emissionen von Milchkühen dar, welche mit den Regressionsgleichungen von Kirchgessner *et al.* (1993) unter Berücksichtigung der Zusammensetzung des Futters berechnet werden.
- Die Emissionsfaktoren für Methan und Lachgas aus der Reisproduktion stammen aus IPCC (2006).
- Direkte CO₂-Emissionen auf dem Betrieb entstehen durch die Anwendung von Harnstoff, Kalk oder Dolomit. Diese werden gemäss IPCC (2006) berechnet unter der Annahme, dass das CO₂ vollständig entweicht.
- Die Lachgas-Emissionen aus der Tierhaltung ergeben sich aus der Methodik von IPCC (2006) (Tier 2), jene aus dem Pflanzenbau gemäss IPCC (2006) (Tier 1).
- Die Berechnung der Vorläufer-Substanzen (NH₃, NO_x, NO₃) für die induzierten Lachgas-Emissionen ist im Kapitel 10.2 beschrieben. Die Emissionsfaktoren für diese induzierten Emissionen stammen aus IPCC (2006) und betragen 1 % des N aus NH₃ und NO_x sowie 0.75 % des N aus NO₃.
- Die Emissionen aus der Landnutzungsänderung werden mit der Methodik von IPCC (2006) ermittelt. Die Berechnung wird mit dem „*Direct Land Use Change Assessment Tool*“ durchgeführt (Blonk Consultants 2014).

9.3 Wirkungsabschätzung

EC-JRC-IES (2011) empfiehlt die Charakterisierungsfaktoren von IPCC (2007) für das Treibhauspotenzial („*global warming potential*“) für den Zeithorizont von 100 Jahren zu verwenden. In der Zwischenzeit wurde ein neuer Bericht vom IPCC veröffentlicht (IPCC 2013). Die Charakterisierungsfaktoren für Methan wurden erhöht, während jener für Lachgas reduziert wurde (Tabelle 53). Zudem wird neu zwischen Methan aus biogenen Quellen (z.B. der Tierhaltung) und aus fossilen Quellen unterschieden. Der Grund ist, dass Methan mit der Zeit zu CO₂ oxidiert und CO₂ aus fossilen Quellen im Gegensatz zu jenem aus biogenen Quellen (entstanden durch Assimilation von CO₂ aus der Luft) als klimawirksam angesehen wird.

Tabelle 53: Charakterisierungsfaktoren für das Treibhauspotenzial („*global warming potential*“, GWP, Zeithorizont von 100 Jahren) im vierten (2007) und fünften (2013) Assessment Report von IPCC.

GWP100	V2007 kg CO ₂ -Äq.	V2013 kg CO ₂ -Äq.	Veränderung
CH ₄ biogen	25	28	+12 %
CH ₄ fossil	25	30	+20 %
N ₂ O	298	265	-11 %

Die Charakterisierungsfaktoren für die verschiedenen Treibhausgase hängen vom betrachteten Zeithorizont ab. IPCC (2007) publizierten Faktoren für 20, 100 und 500 Jahre, während bei IPCC (2013) nur noch jene für 20 und 100 Jahre aufgeführt sind. Über längere Zeiträume nehmen die Faktoren für die meisten Substanzen ab, da sie in der Luft abgebaut werden und danach nicht mehr oder weniger stark klimawirksam sind. Bei einer Betrachtung über 500 Jahre verlieren die Emissionen von Methan und Lachgas gegenüber CO₂ an Gewicht. Einen aus wissenschaftlicher Sicht richtigen und allgemeingültigen Zeithorizont gibt es nicht. In der Praxis hat sich der Zeithorizont von 100 Jahren durchgesetzt, wie er auch im Kyoto-Protokoll als Standard festgelegt wurde. Damit werden die Ergebnisse mit anderen Studien vergleichbar.

IPCC (2013) gibt auch Faktoren für das „*global temperature potential*“ (GTP). Das GTP gibt an, wie stark sich die Temperatur an der Erdoberfläche in Folge einer bestimmten Emission in einem Stichjahr ändert. Persson *et al.* (2015) diskutieren die Unterschiede der beiden Masse anhand des Fallbeispiels der Rindfleischproduktion. Das GTP hängt nicht nur vom Stichjahr ab, sondern auch vom Zeitpunkt der Emission. Das GWP integriert die Wirkung eines Treibhausgases über den betrachteten Zeithorizont und ist daher ein stabileres Mass. Das GWP entspricht einer Midpoint-Methodik, während das GTP Charakteristiken einer Endpoint-Betrachtung hat.

9.4 Evaluation des Indikators

Der Indikator GWP über 100 Jahre (IPCC 2013) gilt als sehr vollständig, da Charakterisierungsfaktoren für alle wichtigen Treibhausgase vorhanden sind.

Die Unsicherheit für das GWP100 wird von (IPCC 2013) auf +/- 40 % für CH₄ angegeben und +/- 30 % für N₂O (5 %-95 %-Vertrauensbereich). Einen Anhaltspunkt für die Unsicherheiten erhält man auch, wenn man die Entwicklung der GWP-Faktoren über die Zeit betrachtet. So weichen die Faktoren von CH₄ und N₂O über 10 % von denen im letzten IPCC-Bericht ab. Der Wert für CO₂ liegt per Definition bei 1 und hat somit selber keine Unsicherheit.

Die Transparenz und Reproduzierbarkeit ist hoch. Die Methodik ist sehr gut dokumentiert.

Sie wird in zahlreichen Studien, Werkzeugen und Datenbanken eingesetzt, was ihre hohe Anwendbarkeit bezeugt. Die Klimawirkung ist die Umweltwirkung, welche die höchste Aufmerksamkeit erhält und am breitesten eingesetzt wird. Daher ist auch die Kommunizierbarkeit als sehr gut zu werten.

9.5 Empfehlung

Das Treibhauspotenzial („*global warming potential*“, GWP) über 100 Jahre nach IPCC (2013) hat sich als Standardindikator für die Klimawirkung durchgesetzt. Als Midpoint-Indikator gewährleistet das GWP ausserdem die Einheitlichkeit der empfohlenen Indikatoren in der Dimension Umwelt. Es wird deshalb für die Anwendung empfohlen.

10 Nährstoffbezogene Umweltwirkungen

Thomas Nemecek, Maria Bystricky, Gérard Gaillard, Andreas Roesch

10.1 Einleitung

Das Pflanzenwachstum benötigt eine Reihe von Nährstoffen. Um die Produktivität auf lange Sicht sicherzustellen und eine Verarmung der Böden zu vermeiden, müssen die abgeführten Nährstoffe durch Düngung wieder ersetzt werden. Gelangen Nährstoffe in die Luft oder ins Wasser, können sie unerwünschte Wirkungen entfalten. Die wichtigsten Nährstoffe mit hoher Umweltrelevanz sind Stickstoff und Phosphor. Kalium ist kein limitierender Nährstoff in Gewässern und deshalb werden die K-Verluste in Ökobilanzen hinsichtlich ihrer Umweltwirkung nicht betrachtet, jedoch wird K als limitierte Ressource bilanziert (vgl. 8.2.2). Stickstoff-Verbindungen tragen zur Versauerung (NH_3 und NO_x), zum Klimawandel (N_2O) sowie zur Eutrophierung von Gewässern (NO_3 und andere N-Verbindungen) bei. Phosphor ist problematisch wegen der eutrophierenden Wirkung auf Gewässer.

10.2 Sachbilanz

Die wichtigsten N-Verbindungen im landwirtschaftlichen Kontext sind NH_3 , N_2O und NO_3 . NO_x ist aufgrund der kleineren Mengen von relativ geringer Bedeutung. Zu den direkten Emissionen aus der Landwirtschaft kommen Emissionen aus den Vorketten, wie der Düngerherstellung hinzu.

Für Phosphor spielen die Austräge aus der Landwirtschaft durch Boden-Erosion, Abschwemmung und Auswaschung die Hauptrolle, wobei die letzteren in der Regel weniger bedeutend sind. Dazu kommen Emissionen aus dem Abbau von Phosphat-Erzen und der P-Düngerherstellung. Ferner tragen P-Emissionen aus der Industrie in die Luft zu den Gesamt-Austrägen bei; so entstehen z. B. bei der Verbrennung von P-haltiger Kohle in Kohlekraftwerken entsprechende Luftemissionen.

In der Sachbilanz verwendet die SALCA-Methode folgende Emissionsmodelle:

- NH_3 : Agrammon-Modell (Agrammon Group 2009a, 2009b) für die Emissionen aus der Tierhaltung und aus der Ausbringung von Hofdüngern und anderen organischen Düngern. Für die Emissionen aus den Mineraldüngern ist Agrammon wenig differenziert, deshalb wird hier auf die Emissionsfaktoren von EEA (2013) zurückgegriffen.
- NO_3 : SALCA-Nitrat (Richner *et al.* 2014)
- NO_x : Emissionsfaktoren nach EMEP (EEA 2013)
- P: SALCA-Phosphor (Prasuhn 2006)
- Emissionen aus den Vorketten entstammen den Ökobilanz-Datenbanken ecoinvent und SALCA. Bei Bedarf werden sie durch andere Datenbanken wie World Food Life Cycle Database, AGRI-BALYSE, ACYVIA oder AgriFoot-Print ergänzt. Gleiches gilt für die Emissionen aus der Verbrennung von Treibstoffen und Brennstoffen auf dem Betrieb.

10.3 Wirkungsabschätzung

Die Auswirkungen auf die Eutrophierung und die Versauerung werden hier dargestellt; die Wirkungen auf das Klima wurden im Kapitel 9 behandelt.

10.3.1 Eutrophierungspotenzial

Je nach Wirkungsabschätzungsmethode wird zwischen dem aquatischen und terrestrischen Eutrophierungspotenzial unterschieden. Die aquatische Eutrophierung kann weiter unterschieden werden in die Wirkung von P- und N-Verbindungen sowie zwischen Süßwasser- und Meeres-Eutrophierung.

In terrestrischen Ökosystemen bewirkt die Zufuhr von N und P eine Nährstoffanreicherung. Der Eintragspfad ist über die Luft, wobei die N-Emissionen deutlich überwiegen. In landwirtschaftlichen Produktionssystemen ist der Eintrag von N und P durchaus positiv zu werten, denn dadurch wird die benötigte Zufuhr von Nährstoffen

durch die Düngung reduziert. Anders verhält es sich in naturnahen und extensiven Systemen wie Biodiversitäts-Förderflächen, Naturschutzgebieten oder Wäldern. Hier fördert die Nährstoffzufuhr das Pflanzenwachstum und kann die Zusammensetzung der Arten und die Artenvielfalt verändern, denn in nährstoffreichen Ökosystemen dominieren oft relativ wenige sehr konkurrenzfähige Arten, was in der Regel die Artenvielfalt vermindert.

In aquatischen Systemen wird die Artenzusammensetzung und -vielfalt verändert und das Algenwachstum gefördert. Die Zersetzung der dabei entstehenden Biomasse verbraucht Sauerstoff, was zu Sauerstoff-Armut in tiefen Gewässerschichten führen kann. In den Gewässern ist oft nur ein Makronährstoff limitierend. Generell ist Phosphor meist limitierend in Süßwasser und Stickstoff in den Meeren (EC-JRC-IES 2010). Obwohl die Schweiz nicht an Meere grenzt muss die Meeres-Eutrophierung aus zwei Gründen auch in Ökobilanzen von Schweizer Systemen betrachtet werden:

1. Von Flüssen und Seen gelangt das Wasser früher oder später in die Meere.
2. Prozesse in den Vorketten finden oft im Ausland statt (z. B. Futtermittelanbau oder Phosphaterz-Abbau für die Düngerherstellung).

Die Wirkungspfade, die zur Eutrophierung führen sind in Abbildung 22 dargestellt.

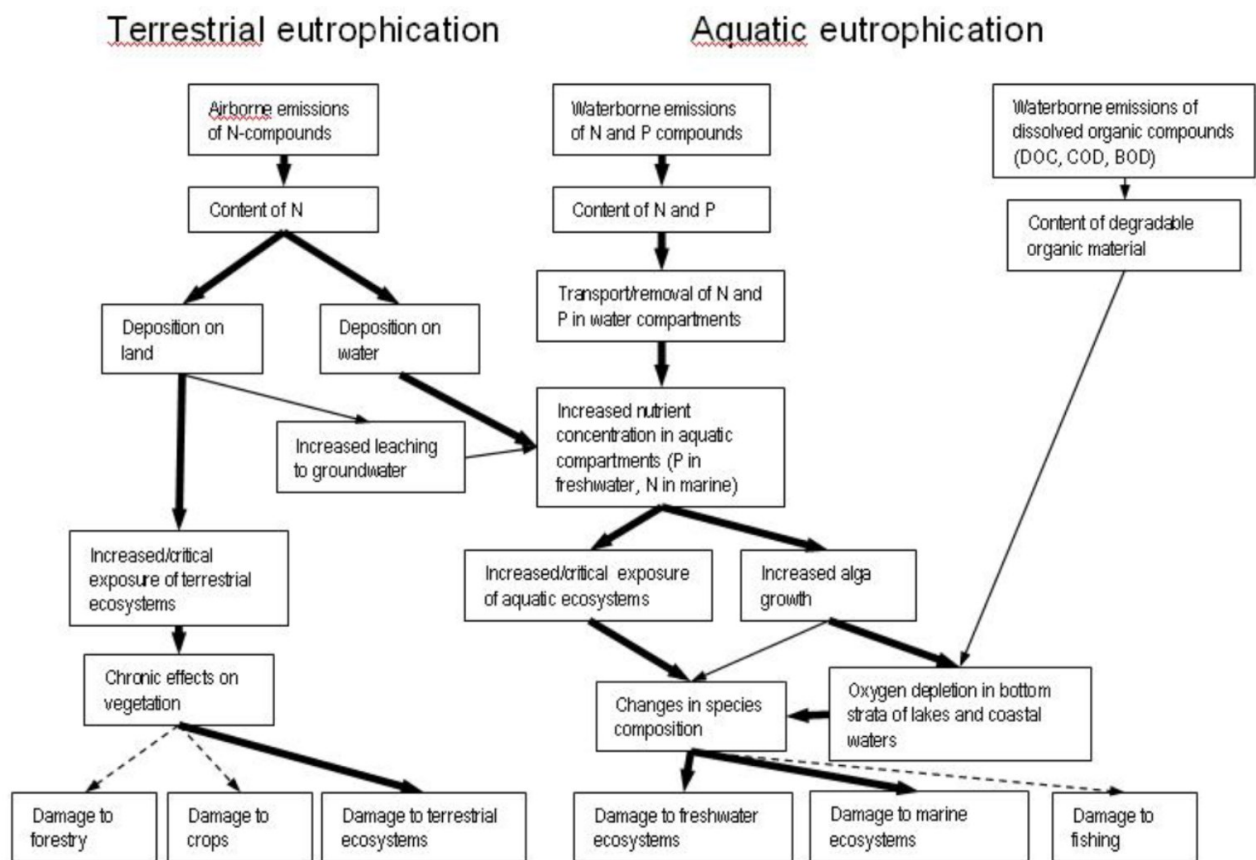


Abbildung 22: Wirkungspfade von N- und P-Verbindungen auf die aquatische und terrestrische Eutrophierung (ILCD, 2010).

Die ILCD (EC-JRC-IES 2011) verglich verschiedene Wirkungsabschätzungsmethoden:

- Die CML2001-Methode (Guinée *et al.* 2001) ist transparent und einfach anwendbar, indem die gesamte Menge an N und P berücksichtigt wird. Ihre Hauptschwäche ist das mangelnde Fate-Modell, d.h. die Verlagerungsprozesse der N- und P-Verbindungen werden vernachlässigt. Ein Vorteil dieses einfachen Modells ist hingegen, dass die gesamte Eutrophierung in einem Indikator zusammengefasst wird. Dabei nimmt man an, dass 1 mol P gleich viel zur Biomasse-Produktion beiträgt wie 16 mol N, so dass 1 kg N 0.42 PO₄-Äquivalenten entspricht (Guinée *et al.* 2001).
- Die EDIP2003-Methode (Hauschild und Potting 2005) schnitt bezüglich der aquatischen Eutrophierung relativ gut ab, bezüglich der terrestrischen Eutrophierung etwas weniger günstig, aber immer noch vergleichsweise gut. Eine Stärke der Methode ist die Möglichkeit, regionalisierte Wirkungsfaktoren zu

ermitteln. In der Publikation werden Charakterisierungsfaktoren für die europäischen Länder dokumentiert. EDIP2003 ist die Standard-Methode für die Eutrophierung in SALCA.

- Die ReCiPe-Methode (Goedkoop *et al.* 2009) berücksichtigt nur die aquatische Eutrophierung. Diese Methode hat in der Beurteilung durch ILCD günstig abgeschnitten. Es wird unterschieden zwischen Süßwasser-Eutrophierung, in der nur P-Verbindungen eine Rolle spielen und Meeres-Eutrophierung, wo ausschliesslich N-Verbindungen berücksichtigt werden.
- Die Methode „*Accumulated Exceedance*“ (Seppälä *et al.* 2006; Posch *et al.* 2008) erlaubt eine Abschätzung der terrestrischen Eutrophierung und Versauerung, berücksichtigt aber die Eutrophierung aquatischer Systeme nicht. Sie hat im Vergleich zu den anderen dokumentierten Methoden gut abgeschnitten.

EC-JRC-IES (2011) empfiehlt die Methode „*Accumulated Exceedance*“ für die terrestrische und ReCiPe für die aquatische Eutrophierung. Die Verwendung verschiedener Methoden für diese Bereiche erschwert die Kommunikation und die Aggregation, weshalb sie für dieses Projekt als ungeeignet erscheint.

10.3.2 Versauerungspotenzial

Mit dieser Wirkungskategorie werden die Emissionen von versauernden Substanzen in die Luft charakterisiert. Durch deren Deposition auf Boden oder ins Wasser werden Protonen (H⁺) freigesetzt, was zu einer Absenkung des pH-Wertes führen kann. Die Wirkung im Empfängermedium wird allerdings von dessen Pufferkapazität beeinflusst. So hängt z. B. die Wirkung im Boden stark vom Kalkgehalt ab.

Versauernd wirken Säuren wie Salz- oder Schwefelsäure, deren Mengen sind allerdings in landwirtschaftlichen Systemen meist gering. Viel wichtiger sind Substanzen, welche durch chemische oder biologische Prozesse in Säuren umgewandelt werden. Ammoniak (NH₃), Stickoxide (NO_x) und Schwefeldioxid (SO₂) dominieren das Versauerungspotenzial. Ammoniak wirkt im Boden versauernd nach der Nitrifikation.

SO₂ entsteht hauptsächlich bei der Verbrennung von fossilen schwefelhaltigen Energieträgern in der Industrie und in Haushalten (v.a. für die Heizung). Die NO_x-Emissionen entstehen bei hohen Verbrennungstemperaturen aus atmosphärischem Stickstoff und Sauerstoff beim Verbrennen fossiler Brenn- und Treibstoffe und von Biomasse aus dem darin enthaltenen Stickstoff (BAFU 2014). Auch aus der Landwirtschaft stammen direkte Emissionen von NO_x, die jedoch weniger ins Gewicht fallen (BAFU 2014).

Durch die Anstrengungen zur Luftreinhaltung sind die SO₂-Emissionen und die NO_x-Emissionen in den letzten zwei Jahrzehnten zurückgegangen, was für NH₃ nicht im gleichen Ausmass zutrifft. Deshalb hat der relative Beitrag von NH₃ zugenommen.

In landwirtschaftlichen Prozessen dominiert meistens NH₃ mit einem Anteil von ca. 80-90 %. NH₃-Emissionen stehen v.a. im Zusammenhang mit der Tierhaltung sowie der Anwendung von N-haltigen Düngern (Kupper *et al.* 2013).

Da NH₃ die Versauerung in landwirtschaftlichen Systemen dominiert, gibt es eine enge Korrelation zur terrestrischen Eutrophierung, die ebenfalls weitgehend von NH₃ bestimmt wird.

Abbildung 23 stellt die Wirkungspfade im Zusammenhang mit der Versauerung dar.

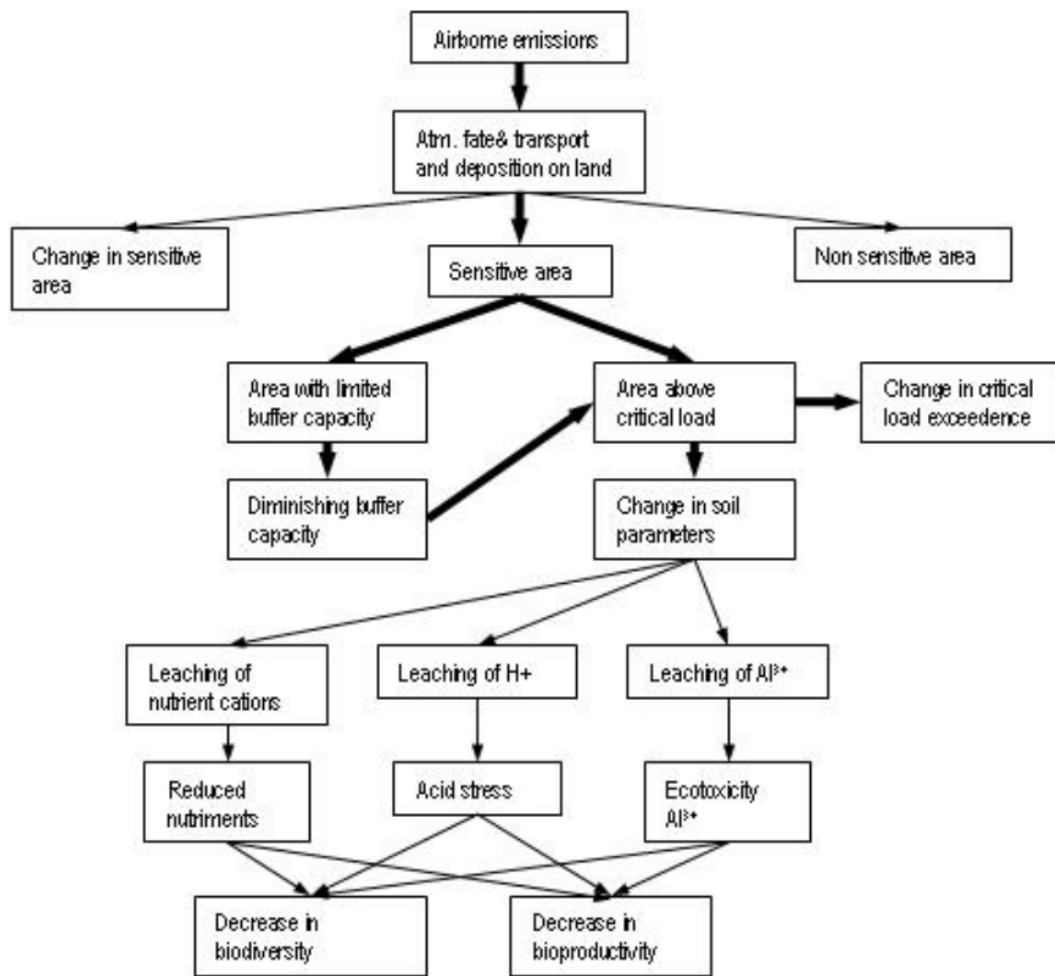


Abbildung 23: Wirkungspfade von versauernden Verbindungen (ILCD, 2010).

EC-JRC-IES (2011) präsentiert einen Vergleich und eine Bewertung verschiedener Methoden für die Wirkungsabschätzung der Versauerung. Diese lässt sich auszugsweise so zusammenfassen:

- EDIP2003 (Hauschild und Potting 2005): Die Modellierung der Transportprozesse basiert auf dem RAINS-Modell. Die Methode erlaubt eine räumliche Differenzierung; es gibt generische Faktoren und differenzierte Faktoren für 44 europäische Länder. Dabei werden die unterschiedlichen Pufferkapazitäten der Böden berücksichtigt. Quantifiziert wird die Änderung der Fläche, auf der durch eine bestimmte Emission über ein kritischer Schwellenwert überschritten wird (in m² „*area of unprotected ecosystem*“).
- CML2001 (Guinée *et al.* 2001): Die Methode verwendet ebenfalls das RAINS-Modell, um den Transport und die Deposition der versauernden Substanzen zu modellieren. Berechnet wird die marginale Änderung des „*hazard index*“, indem die aktuelle Belastung mit der kritischen Belastung verglichen wird (Hauschild *et al.* 2006).
- ReCiPe: Für den Transport und die Deposition wird das EUTREND-Modell verwendet (Goedkoop *et al.* 2009). Die Methode berücksichtigt nur terrestrische Ökosysteme; berechnet wird die Änderung der Basensättigung pro Zeiteinheit.
- Die Methode „*Accumulated Exceedance*“ (Seppälä *et al.* 2006; Posch *et al.* 2008) erlaubt eine Abschätzung der terrestrischen Versauerung, aquatische Systeme werden nicht betrachtet. Sie hat im Vergleich zu den anderen analysierten Methoden gut abgeschnitten.

ILCD empfiehlt die Methode „*Accumulated Exceedance*“ zu verwenden, welche im Vergleich am besten abgeschnitten hat. Bei CML2001 und ReCiPe fiel die Bewertung mittelmässig aus; der Ansatz von EDIP2003 wurde als nicht kompatibel mit Ökobilanzen bewertet, wobei die Begründung unklar bleibt. Deshalb wurde für diese Methode keine vollständige Beurteilung vorgenommen.

10.4 Evaluation der Indikatoren

Die Indikatoren für die Eutrophierung decken alle wichtigen N- und P-haltigen Substanzen ab, so dass die Vollständigkeit gut ist.

Die Unsicherheiten der generischen Charakterisierungsfaktoren sind in Hauschild und Potting (2005) dokumentiert. Für die terrestrische Eutrophierung wird beispielsweise ein Wert von $101 \pm 131 \text{ m}^2/\text{kg NH}_3$ (Standardabweichung) angegeben. Da die Standardabweichung grösser ist als der Wert, ist die Unsicherheit hoch. Für Emissionen ins Wasser werden $0.59 \pm 0.15 \text{ kg N-Äq./kg N}$ und $0.88 \pm 0.15 \text{ kg P-Äq./kg P}$ angegeben. Somit ist die Abschätzung der aquatischen Eutrophierung mit einer geringeren Unsicherheit behaftet. Andererseits kommt hier die Unsicherheit dazu, ob N oder P in einem aquatischen Ökosystem limitierend ist.

Die Transparenz und Reproduzierbarkeit der Eutrophierung sind bei EDIP2003 gegeben, da die Methodik gut dokumentiert ist.

Die Methodik EDIP2003 wird in Ökobilanz-Studien immer wieder eingesetzt; allerdings sind andere Methoden wie CML2001 oder ReCiPe in der Literatur häufiger zu finden. Ihre Akzeptanz wird also als mittelmässig beurteilt.

Die Methode Versauerung von EDIP2003 hat zudem in der Beurteilung von EC-JRC-IES (2011) schlecht abgeschnitten (siehe oben); diese wird hier deshalb nicht zur Anwendung empfohlen.

10.5 Diskussion und Empfehlung

Die Indikatoren für die Versauerung und die terrestrische Eutrophierung sind eng miteinander korreliert. Die Erfahrung aus zahlreichen Ökobilanzstudien im Bereich der Landwirtschaft zeigt, dass die Schlussfolgerungen, die aus Ergebnissen in diesen beiden Wirkungskategorien gezogen werden können, fast immer identisch sind (siehe z.B. Alig *et al.* 2012; Bystricky *et al.* 2014). Der Grund liegt darin, dass beide Kategorien stark von den Ammoniak-Emissionen dominiert werden. Daher genügt es im Rahmen einer umfassenden Nachhaltigkeitsbewertung, nur eine dieser beiden einfließen zu lassen.

Die Empfehlung der ILCD (EC-JRC-IES 2011) für den Bereich der Nährstoffe ist kaum umsetzbar. Für die Versauerung und terrestrische Eutrophierung wird die Methode der „*Accumulated Exceedance*“ empfohlen, für die aquatische Eutrophierung das EUTREND-Modell, welches in der Methode ReCiPe verwendet wird. Da es sich um zwei unterschiedliche Ansätze handelt, sind sie schwierig zu kombinieren und zu kommunizieren. Deshalb muss ein alternativer Vorschlag entwickelt werden. Die EDIP2003-Methode kann sowohl für die terrestrische Eutrophierung (Einheit m^2), als auch die aquatische Eutrophierung N (Einheit N-Äq.) und P (Einheit P-Äq.) verwendet werden und wird daher empfohlen. Diese Methode hat im Urteil der ILCD relativ günstig abgeschnitten. Für eine Anwendung auf Landwirtschaftsbetrieben in der Schweiz werden entweder die regionalisierten Charakterisierungsfaktoren für die Schweiz angewandt oder eine regionalisierte Wirkungsabschätzung durchgeführt, falls dies technisch machbar ist.

Um aus den drei Indikatoren für die Eutrophierung eine einzige Kennzahl abzuleiten, wird vorgeschlagen, normalisierte Werte zu verwenden (gemäss Hauschild und Potting (2005)). Damit kann für die Anwendungen im Rahmen einer Nachhaltigkeitsbewertung der Bereich nährstoffbedingter Umweltwirkungen in einem einzigen Indikator zusammengefasst werden. Die Normalisierungsfaktoren sind in dieser Publikation nur für die gesamten Emissionen aus Europa verfügbar und zudem nicht mehr aktuell. Dazu müssen aktuelle Normalisierungsfaktoren für die Schweiz noch ermittelt werden.

Für Anwendungen in Ökobilanzstudien wird hingegen empfohlen, mit den midpoint-Indikatoren für terrestrische und aquatische Eutrophierung durch N, aquatische Eutrophierung durch P sowie Versauerung zu berechnen. Für die Eutrophierung wird die Methode EDIP2003 empfohlen, während für die Versauerung die Methode der „*Accumulated Exceedance*“ (Seppälä *et al.* 2006; Posch *et al.* 2008) vorgeschlagen wird.

11 Ökotoxizität

Tuija Waldvogel, Thomas Nemecek, Andreas Roesch

11.1 Einleitung

Das Ziel dieses Kapitels ist die Prüfung bestehender Methoden zur Beurteilung der Umweltwirkung „Ökotoxizität“ auf Landwirtschaftsbetrieben in der Schweiz. Dabei werden spezifisch die Auswirkungen der Anwendung von Pestiziden auf landwirtschaftlichen Flächen auf das Ökosystem diskutiert.

Die toxische Wirkung eines Stoffes auf unterschiedliche Spezies in der Umwelt hängt einerseits von dessen Umweltchemie ab, d.h. dem Verhalten und dem Verbleib eines Stoffes in der Umwelt (Exposition), andererseits von den Auswirkungen der Substanz auf die Organismen, die damit in Kontakt kommen (Ökotoxizität). Es ist daher essenziell, eine möglichst genaue Verteilung eines Stoffes zu modellieren und die Toxizität für die relevanten Spezies in verschiedenen Umweltkompartimenten zu ermitteln. Wichtige Umweltkompartimente sind in diesem Zusammenhang das Oberflächengewässer, das Grundwasser, die Luft und der Boden.

In der Ökobilanzierung wird im Rahmen einer Ökotoxizitäts-Abschätzung nach einem vorgegebenen Schema verfahren. Zunächst wird die Verteilung eines Stoffes in der Umwelt („fate“) im Rahmen einer Sachbilanz modelliert. Die Sachbilanz gibt Auskunft darüber, welcher Anteil des ausgebrachten Wirkstoffs in die unterschiedlichen Umweltkompartimente gelangt. Die Definition dieser Umwelt-Kompartimente ist methodenabhängig, genauso wie die berücksichtigten Verteilungs- und Abbau-Prozesse. Im nächsten Schritt einer Ökobilanz, der Wirkungsabschätzung, wird der Einfluss dieser Emissionen auf die Umwelt abgeschätzt. Dabei werden die toxischen Effekte eines Stoffes auf das (Öko-)System quantifiziert, wobei je nach angewandter Methode unterschiedliche Umweltkompartimente abgedeckt werden.

Wie aus dieser Einleitung ersichtlich ist, ist die Vielfalt der Methoden für die Sachbilanz und die Wirkungsabschätzung gross. Ein Ziel der nachfolgenden Abklärungen ist daher, deren Eignung für die Berechnung der Ökotoxizität im Kontext der NH-Bewertung eines Landwirtschaftsbetriebs zu evaluieren. Im nächsten Kapitel wird zunächst die Relevanz der Ökotoxizität für die Nachhaltigkeit thematisiert. Danach folgt ein Überblick über die verfügbaren Methoden für die Erstellung der Sachbilanz und die Berechnung der Wirkungsabschätzung. Anschliessend werden ausgewählte Methoden beschrieben und evaluiert. Dabei stehen die folgende Aspekte im Vordergrund: die Vollständigkeit, die Robustheit, die Unsicherheiten, Transparenz und die Reproduzierbarkeit der Methoden, sowie deren Anwendbarkeit in der Praxis. Das Kapitel schliesst mit einer Empfehlung und den Schlussfolgerungen unserer Abklärungen in Anbetracht zukünftiger Verwendung der evaluierten Modelle. Die Ökotoxizität wird neben den Pestiziden auch durch eine Reihe weiterer Schadstoffe, wie z.B. Schwermetallen bestimmt. Diese müssen im Rahmen einer Ökobilanz ebenfalls berücksichtigt werden. In diesem Bericht wird die Analyse aber auf die Pestizide beschränkt, weil in diesem Bereich der grösste Handlungsbedarf identifiziert wurde.

11.2 Relevanz des Themas für die Nachhaltigkeit

Pestizide spielen in der landwirtschaftlichen Produktion von Lebensmitteln eine wichtige Rolle. Eine Studie von de Baan *et al.* (2015), welche auf Daten von rund 300 Schweizer Landwirtschaftsbetrieben basiert, zeigt für viele Kulturen, dass die Anzahl Schläge (eine zusammenhängende Fläche, auf der eine bestimmte Kultur angebaut wird), welche nicht mit PSM behandelt werden, sehr gering ist. Allein im Jahr 2013 wurden in der Schweiz insgesamt 2 119 Tonnen Pestizide verkauft. Davon waren 992 Tonnen Fungizide, 748 Tonnen Herbizide und 351 Tonnen Insektizide (BFS 2015a). Die Menge und die Frequenz alleine sind jedoch nicht ausschlaggebend für mögliche ökotoxikologische Auswirkungen. Wichtig ist auch die Verteilung eines Wirkstoffes in der Umwelt und dessen Toxizität. Die Verteilung ist von unterschiedlichen chemischen und biologischen Eigenschaften des Stoffes abhängig, sowie von klimatischen Parametern (vor allem Niederschlag, Wind, Temperatur) im betrachteten System. Eine Studie von Wittmer *et al.* (2014) zeigt, dass in Schweizer Fliessgewässern eine Vielzahl von Pestiziden nachweisbar sind. Die Werte übersteigen in 31 von 104 Fällen die Anforderungen der Gewässerschutzverordnung und bei 19 Pestiziden werden die ökotoxikologischen Qualitätskriterien überschritten (Wittmer *et al.* 2014). Hinzu kommt, dass die Toxizität bei Pflanzenschutzmitteln (PSM) besonders kritisch ist, da Pestizide gewollt negative Effekte auf Pilze, Insekten

oder Pflanzen haben (Ippolito *et al.* 2015). Die ökotoxikologischen Auswirkungen von Pestiziden gehen einher mit Einbußen in der Biodiversität (Ippolito *et al.* 2015), welche in Kapitel 12 behandelt wird.

11.3 Überblick

Die bei Agroscope entwickelte und angewandte SALCA-Methode (Swiss Agricultural Life Cycle Assessment) besteht aus eigenen Entwicklungen für spezifische Emissionen (Sachbilanz) und Wirkungskategorien (Wirkungsabschätzung) sowie aus einer Auswahl bekannter Wirkungsabschätzungsmodelle für die Anwendung der Ökobilanzierung auf landwirtschaftliche Prozesse (Gaillard und Nemecek 2009). Bezüglich der Sachbilanz von Pestiziden wurde bis anhin noch keine eigene Methode entwickelt. Es wurden daher die üblichen Methoden zur Wirkungsabschätzung (z.B. CML, Impact 2002) verwendet, die auf der Annahme basieren, dass 100 % der eingesetzten Pestizidmenge als Emission in den landwirtschaftlichen Boden gelangen (Nemecek und Kägi 2007). Dabei wird die ganze ausgebrachte Menge als Input bewertet und deren Verteilung in die Umweltkompartimente ist als Teil des sogenannten „Fate Modelling“ anzusehen. Die weiteren Umweltprozesse wurden anschliessend in der Wirkungsabschätzung modelliert. Diese ist aber eine grobe Annäherung für die Modellierung von Pestiziden und kann einerseits zu Über- oder Unterschätzungen der ökotoxischen Wirkung von Pestiziden führen. Andererseits können die spezifischen Bedingungen bei der Anwendung (Klima, Boden, Applikationstechnik oder Entwicklungsstadium) nicht berücksichtigt werden. Diese Vereinfachung wurde deshalb auch von Rosenbaum *et al.* (2015) in ihrem Synthesebericht zur Ökobilanzierung kritisiert. In den letzten Jahren wurden verbesserte Modelle und Methoden für die Sachbilanz und die Wirkungsabschätzung entwickelt mit dem Ziel, die Verteilung und die Wirkung von Pestiziden besser abzuschätzen. Zukünftige Sachbilanz-Methoden sollten eine akkuratere Abbildung der Emissionen eines Wirkstoffs in die unterschiedlichen Umweltkompartimente ermöglichen, indem sie wichtige Abbau- und Verlagerungsprozesse berücksichtigen (Linders *et al.* 2000). PestLCI ist eine solche Methode zur Berechnung der Sachbilanz und wurde von Birkved und Hauschild (2006) entwickelt und von Dijkman *et al.* (2012) weiterentwickelt. Die Methode berechnet, basierend auf physikalischen und chemischen Modellen, die Verteilung eines Pestizids kurze Zeit nach der Applikation sowie die anschliessenden Verlagerungsprozesse. Als Resultat erhält man die Emissionen ins Grundwasser, ins Oberflächengewässer und in die Luft. Der Boden wird nicht als Emissions-Kompartiment berücksichtigt, da dieser der Technosphäre, also der Produktionseinheit, zugeordnet wird und somit nicht als Teil der Umwelt gilt. Die letztere Annahme ist sehr umstritten und steht im Widerspruch zur Tatsache, dass der Boden ein Umweltkompartiment ist (siehe Kapitel 11.4).

Nach der Erstellung der Sachbilanz wird in der Ökobilanzierung die Wirkungsabschätzung durchgeführt, bei der die Wirkung der Emissionen eines Stoffes in unterschiedlichen Umweltkompartimenten anhand eines Charakterisierungs-Faktors (CF) abgeschätzt wird. Dieser ist spezifisch für einen Wirkstoff in einem definierten Umweltkompartiment. Für die Berechnung des CF wird die Verteilung des Wirkstoffs zwischen den Umweltkompartimenten berücksichtigt, die Toxizität des Stoffes, sowie die Exposition der betroffenen Organismen. Der CF gibt somit Auskunft darüber, wie schädlich der untersuchte Wirkstoff für die Organismen in einem spezifischen Umweltkompartiment ist. Dieser Faktor kann anschliessend mit den Emissionen in entsprechende Kompartiment multipliziert werden.

Praktiker haben derzeit zwei Möglichkeiten für die Ökobilanzierung von Pestiziden: 1) die Verwendung eines Pestizid-Emissions-Modells wie PestLCI kombiniert mit den passenden CF für Emissionen ausserhalb des Feldes (Grundwasser, Oberflächenwasser, Luft, Boden ausserhalb des Feldes) oder 2) die applizierte Menge des verwendeten Pestizids wird mit dem passenden CF für Emissionen innerhalb des Feldes (landwirtschaftlicher Boden) kombiniert (Rosenbaum *et al.* 2015).

In SALCA kann aus unterschiedlichen Wirkungsabschätzungs-Methoden ausgewählt werden, wobei die CML2001-Methodik (‘Centrum voor Milieukunde’, Institut für Umweltnaturwissenschaften, Universität Leiden), welche von Guinée *et al.* (2001) entwickelt wurde, in der landwirtschaftlichen Ökobilanzierung oft angewendet wird. Häufig wird in der Literatur auch auf die Wirkungsabschätzungs-Methodik USEtox verwiesen (Dijkman *et al.* 2012; Nordborg *et al.* 2014). USEtox wurde als Konsensmethode von verschiedenen Forschungsgruppen entwickelt. Im Rahmen eines Berichtes der ILCD (International Reference Life Cycle Data System) wurden einige gebräuchliche Wirkungsabschätzungs-Methoden miteinander verglichen und evaluiert (EC-JRC-IES 2011), u.a. auch die ReCiPe Methode, welche teilweise auf der CML-Methodik basiert. Die untersuchten

Methoden wurden anhand folgender Indikatoren evaluiert: i) Vollständigkeit, ii) Umweltrelevanz, iii) wissenschaftliche Robustheit und Unsicherheiten, iv) Dokumentation, Transparenz und Reproduzierbarkeit, v) Anwendbarkeit, vi) allgemeine Evaluation der wissenschafts-basierten Kriterien und vii) Akzeptanz bei den Akteuren. Vier Wirkungsabschätzungsmethoden (USEtox, IMPACT, ReCiPe und TRACI) erfüllen gemäss ILCD die wissenschaftlichen Kriterien und wurden daher für eine weitere Evaluation in Betracht gezogen. Nach einer eingehenden Analyse empfiehlt die ILCD die USEtox Methodik als Standard-Methode für die Süswasser-Ökotoxizität (EC-JRC-IES 2011). Dies hat verschiedene Gründe: Zum einen ist das USEtox Modell ein Konsens-Modell; die zugrundeliegenden Prinzipien reflektieren somit allgemein anerkannte und akzeptierte Empfehlungen von Experten. Des Weiteren verfügt das USEtox Modell über alle wichtigen Parameter im Wirkungspfad eines Stoffes in der Umwelt (EC-JRC-IES 2011). Basierend auf einem Vergleich zwischen unterschiedlichen Wirkungsabschätzungsmethoden von Rosenbaum *et al.* (2008) liegt die Genauigkeit der CF von USEtox bezüglich Süswasser-Toxizität zwischen 100 und 1 000. Diese Präzision von zwei bis drei Grössenordnungen ist um einiges tiefer als die Variation von bis zu 12 Grössenordnungen zwischen den CF von anderen Methoden.

In unterschiedlichen Publikationen im Bereich der landwirtschaftlichen Ökobilanzierung von Pestiziden wurde die PestLCI Methodik bereits mit der USEtox Methodik kombiniert (Nordborg *et al.* 2014; Renaud-Gentié *et al.* 2014; Räsänen *et al.* 2015). Des Weiteren findet derzeit ein intensiver Austausch zwischen Ökobilanz-Forschern bezüglich der Ökobilanzierung von Pestiziden statt (Rosenbaum *et al.* 2015). Ein Ziel dieses Austausches ist die bessere Abstimmung der Modellierung in der Sachbilanz und der Wirkungsabschätzung mittels einem Konsensus zwischen den beteiligten Experten. Aus diesen Gründen wurde für die vorliegende Analyse die beiden Methoden PestLCI und USEtox ausgewählt.

Generell ist festzuhalten, dass es zu Umweltverhalten und Ökotoxikologie von Pflanzenschutzmitteln (PSM) viele andere Modelle ausserhalb der Ökobilanzierung gibt, welche je nach Fragestellung und vorliegenden Daten ihren spezifischen Zweck erfüllen. Beispiele sind Modelle, die in der Zulassung der PSM verwendet werden (Focus, Exposit, GERDA), welche die räumliche und zeitliche Verteilung der Risiken darstellen können (Synops), oder die die realen Konzentrationen und Risiken von PSM an einem spezifischen Standort möglichst gut vorhersagen (Aldrich *et al.* in press).

11.4 Beschreibung der Methoden

11.4.1 PestLCI 2.0

Das PestLCI Modell wird in der Ökobilanzierung für das Erstellen einer Sachbilanz verwendet. Eine Sachbilanz ist eine Quantifizierung von Input und Output eines Prozesses, in diesem Fall die Applikation von Pestiziden. PestLCI 2.0 unterteilt das betrachtete System in zwei Teile: die Technosphäre (das wirtschaftliche System) und die Umwelt. Zur Technosphäre gehört das Feld bis zum Feldrand, inklusive dem Erdboden bis zu einer Tiefe von einem Meter und der Luftsäule darüber bis in eine Höhe von 100 Metern (Birkved und Hauschild 2006; Dijkman *et al.* 2012). Die Umwelt wird in drei Hauptkompartimente unterteilt: Luft, Oberflächenwasser und Grundwasser. PestLCI basiert auf Modellierungsprinzipien aus dem Bereich der Umweltrisikoaanalyse, welche für die Analyse einzelner Chemikalien verwendet werden. Im Unterschied zur Risikoaanalyse geht es aber in einer Ökobilanz um die Abschätzung einer mittleren zu erwartenden Wirkung und nicht eines Risikos. Das Modell kann zudem in einem Berechnungsschritt nur einen Stoff, also eine aktive Substanz eines Pestizids, modellieren, aber keine Kombinationen von unterschiedlichen Wirkstoffen (Dijkman *et al.* 2012). Ausserdem können mit dem Modell nur organische Pestizide modelliert werden und keine anorganischen Stoffe (wie beispielsweise Kupfer), welche auch als Pestizide eingesetzt werden. Im Modell werden 25 Klimazonen unterschieden, welche die 16 klimatischen Zonen von Europa nach dem FOOTPRINT Projekt (Centofanti *et al.* 2008) abdecken (Dijkman *et al.* 2012). Die Bodendatenbank von PestLCI enthält sieben europäische Bodenprofile.

Das Modell ist modular aufgebaut und kann somit einfach angepasst werden (Birkved und Hauschild 2006). Der Massenstrom des angewendeten PSM folgt dabei vorgegebenen Prinzipien (siehe Anhang 13) gemäss den folgenden zwei Schritten: der primären und der sekundären Verteilung. Nachstehend wird detailliert auf die unterschiedlichen Annahmen für die einzelnen Teilschritte eingegangen.

Primäre Verteilung

Bei der primären Verteilung wird davon ausgegangen, dass sich die Substanz zu unterschiedlichen Anteilen auf den Blättern (f_l) und dem Boden (f_s) verteilt oder vom Wind (f_d) weggetragen wird. Wegen der Massenerhaltung und der Modellannahmen, dass sich Pestizide auf den Blättern und den Boden ablagern oder aber vom Wind weggetragen werden, gilt: $f_d + f_l + f_s = 1$.

Für den Verlust durch den Wind (f_d) berücksichtigt das Modell zehn Applikationstechniken: konventionelles Spritzequipment für grosse Pflanzen (> 1 m) und kleinere Pflanzen auf dem Feld (< 1 m), Spritzen mittels Flugzeug, die Verwendung von konventionellem Spritzausrüstung für vier Pflanzenarten (Kartoffeln, Blumen, Zuckerrübe und Getreide) und brachem Boden, sowie die Verwendung von Axialgebläsen in Obstanlagen für Bäume mit und ohne Blätter (Dijkman *et al.* 2012). Die Verlustkurven sind für Windgeschwindigkeiten bis zu 4.5 m/s validiert in der Annahme, dass der Bauer aufgrund der hohen Verluste keine Pestizide bei höheren Windgeschwindigkeiten ausbringt. Ausserdem werden beim Verlust durch Wind nur jene Flächen berücksichtigt, die weniger als 110 Meter vom Feldrand entfernt sind.

Die Verteilung der PSM zwischen der Blattoberfläche (f_l) und dem Boden (f_s) hängt von der Art und dem Entwicklungsstadium der Pflanze ab. Die Methode berücksichtigt 28 Pflanzenarten mit drei bis vier Entwicklungsstadien nach Linders *et al.* (2000). Dabei werden nur die Blattoberfläche und die Oberfläche des Oberbodens berücksichtigt und keine anderen Oberflächen wie beispielsweise Halme oder der Stamm.

Sekundäre Verteilung

Ausgehend von den Pestizidmengen, welche in der primären Verteilung auf der Pflanze oder dem Boden abgelagert worden sind, werden die sekundären Verteilungsmechanismen oder Abbauprozesse berechnet. Dabei werden mehrere Abbau- oder Verlagerungsprozesse berücksichtigt, sowohl für die Pflanzen als auch im Boden.

Pflanze

Sobald das Pestizid die Blattoberfläche erreicht, finden folgende drei Prozesse statt: Verdampfung (f_{vl}), Aufnahme (f_{lu}) und Abbau (f_{ld}) der aktiven Wirkstoffe. Der Anteil des PSM, der im primären Verteilungsprozess auf der Blattoberfläche abgelagert wird (f_l), ist daher die Summe dieser drei Fraktionen ($f_l = f_{vl} + f_{ld} + f_{lu}$). Die Prozesse werden beim ersten Regenereignis mit > 1 mm abgebrochen, wobei der Rest der Substanz in den Boden ausgewaschen wird, dann jedoch in den weiteren Prozessen im Boden nicht mehr berücksichtigt wird (Birkved und Hauschild 2006).

Für die Verdampfung des PSM von der Blattoberfläche wird mittels Evapotranspirationsrate die Verdampfungsrates der eingesetzten Chemikalie für eine feste Temperatur berechnet und mittels der durchschnittlichen Lufttemperatur des Applikationsmonats korrigiert (Birkved und Hauschild 2006).

Die Aufnahme der PSM durch die Pflanze basiert auf der Annahme, dass die PSM lipophil (fettliebend) sind und die Stoffe über die Kutikula aufgenommen werden. Im Modell werden die Blattoberflächen aller Pflanzen mit zwei exemplarischen Arten angenähert: Birne und Zitrone. Die Zitronen repräsentieren dabei alle Pflanzen mit dicken und wachsartigen Blättern und die Birne alle anderen Arten (Birkved und Hauschild 2006).

Beim Abbau der PSM auf der Blattoberfläche wird lediglich der photochemische Abbau berücksichtigt, da es für die direkte Photolyse nicht genügend Daten gibt. Der photochemischen Abbau wird dabei mittels $\text{OH}\cdot$ Radikalen modelliert, dies als Annäherung für den gesamten Abbau chemischer Substanzen auf der Blattoberfläche (Birkved und Hauschild 2006).

Boden

In der sekundären Verteilung wird betrachtet wie der in der primären Verteilung auf dem Boden abgelagerte Anteil unterschiedliche Prozesse im Boden durchläuft. Dabei wird zwischen dem Oberboden (bis 1 cm Bodentiefe) und dem Unterboden (1-100 cm) unterschieden.

Oberboden

Im Oberboden werden vier Prozesse berücksichtigt: Verdampfung (f_{sv}), Abbau (f_{sb}), Oberflächenabfluss (f_r) und Makroporenabfluss (f_{mp}). Im Folgenden wird erklärt, wie diese vier Anteile berechnet werden. Der verbleibende Anteil, der nicht durch die vier oben genannten Prozesse abgebaut oder abtransportiert wird, gelangt in den Unterboden und wird im nachstehenden Abschnitt „Unterboden“ diskutiert.

Für den Oberboden wird davon ausgegangen, dass die Verdampfung und der Abbau zwei sich konkurrierende Prozesse sind. Der Abbau von PSM hängt dabei in erster Linie von der Temperatur und dem Feuchtigkeitsgehalt des Bodens ab (Dijkman *et al.* 2012). Sowohl der Abbau als auch die Verdampfung werden unterbrochen beim Eintreten des ersten Regens mit mehr als 1 mm Niederschlagsmenge. Nach dem ersten Niederschlag gelangen die PSM entweder über Oberflächenabfluss ins Oberflächengewässer oder sie werden über den Abfluss durch Makroporen direkt ins Grundwasser transportiert (Birkved und Hauschild 2006). Der Oberflächenabfluss basiert auf dem Verhältnis von Abfluss und Regen und hängt vom Bodentyp ab (Dijkman *et al.* 2012). Für die Definition von Makroporen wird gemäss Hall (1993) zwischen immobilem und mobilem Porenwasser unterschieden (Dijkman *et al.* 2012). Das mobile Porenwasser ist wiederum in langsam und schnell fließendes Wasser unterteilt, wobei letzteres den Makroporen entspricht. Da Makroporen zu einem schnellen Abtransport von PSM führen, wird davon ausgegangen, dass diese auf ihrem Weg zum Grundwasser nicht abgebaut werden. Der Anteil an Makroporen an den „mobilen Poren“ wird in PestLCI standardmässig auf 0.3 gesetzt, dieser kann jedoch von Nutzer angepasst werden. Das Wasservolumen, das durch Makroporen abfließen kann, wird in PestLCI mittels der Niederschlagsmenge und der Wasserspeicherkapazität des Bodens berechnet. Sobald der Boden mit Wasser gesättigt ist, fließt das Wasser über die Makroporen ab (Dijkman *et al.* 2012).

Unterboden

Was nach den Abbau- und Abtransport-Prozessen im Oberboden noch übrig bleibt, gelangt in den Unterboden. Der Unterboden ist definiert als die Bodenschicht zwischen einer Tiefe von 1 cm und 100 cm (Birkved und Hauschild 2006). In PestLCI sind folgende Prozesse für den Unterboden berücksichtigt: Auswaschung ($f_{sl,i}$), Abbau ($f_{sl,g}$) und Abtransport durch Drainage (f_{dr}).

Der wichtigste Prozess im Unterboden ist die Auswaschung, wodurch Pestizide ins Grundwasser gelangen. Auf dem Weg dahin können Stoffe jedoch abgebaut oder über eine Drainage abgeführt werden. Für die Auswaschung der Pestizide aus dem Unterboden ist die Schichtung des Bodens sehr wichtig. In PestLCI wird für jeden Bodenhorizont die Verweilzeit basierend auf folgenden Bodeneigenschaften berechnet: Dicke des Bodenhorizonts, durchschnittliche Porenwassergeschwindigkeit, Diffusionskoeffizient, pH-Wert und die Filtergeschwindigkeit (Birkved und Hauschild 2006).

Während das PSM im Boden verweilt, wird es über biologische Prozesse abgebaut. Die bodenhorizontspezifische Abbaurrate wird in PestLCI hinsichtlich mehrerer Kriterien korrigiert: Temperatur, Bodenfeuchtigkeit, Bodentiefe und Bioverfügbarkeit. Mit der bodenhorizontspezifischen Abbaurrate und Verweilzeit wird der Anteil des eingesetzten Pestizids ausgerechnet, welcher durch alle Bodenhorizonte hindurchgelangt (Birkved und Hauschild 2006; Dijkman *et al.* 2012).

Bevor dieser Anteil ins Grundwasser geraten, kann ein Teil der Fracht noch über eine Drainage abgeleitet werden. Ist eine Drainage vorhanden, gilt die Annahme, dass die ganze Fracht an PSM durch die Drainage abtransportiert wird. Der über die Drainage abtransportierte Anteil kann jedoch auch kleiner als 100 % sein wobei die verbleibende Pestizid-Fracht weiter ausgewaschen und gleichzeitig über biologische Prozesse abgebaut wird. Ins Grundwasser gelangt somit der Anteil, welcher nach der Drainage und den biologischen Abbauprozessen noch übrig bleibt.

Emissionsverteilung

Mit Hilfe der oben beschriebenen Prozesse kann die Verteilung der Emissionen auf die Kompartimente Oberflächenwasser (f_{sw}), Grundwasser (f_{gw}) und Luft (f_{air}) bestimmt werden.

Bei den Emissionen ins Oberflächenwasser (f_{sw}) wird die Auswaschung aus dem Oberboden (f_r) und die Drainage (f_d) berücksichtigt (siehe Formel 4).

$$f_{sw} = f_r + f_d \quad 4$$

Für die Emissionen ins Grundwasser (f_{gw}) wird der Anteil berücksichtigt, der die Drainage passiert hat und nach den biologischen Abbauprozessen in einer Tiefe von einem Meter noch übrig bleibt ($f_{sl,i=g}$). Ausserdem wird zusätzlich der Anteil berücksichtigt, der mittels Makroporenfluss direkt ins Grundwasser gelangt (f_{mp}) (siehe Formel 5).

$$f_{gw} = f_{sl,i=g} + f_{mp} \quad 5$$

Bei den Emissionen in die Luft (f_{air}) werden sowohl die Verluste durch Abdrift bei der Applikation berücksichtigt (f_d), als auch der Anteil, welcher auf den Pflanzen (f_{lv}) und aus dem Oberboden verdunstet (f_{sv}) (siehe Formel 6).

$$f_{air} = f_d + f_{lv} + f_{sv} \quad 6$$

Benötigte Eingabeparameter

Für die Berechnung der Sachbilanz mittels PestLCI werden verschiedene Eingabeparameter benötigt, welche einmalig oder mehrmals erhoben werden müssen.

In PestLCI sind insgesamt 101 PSM erfasst (Stand: 14.09.15), wovon gemäss eigenen Berechnungen 42 in der Pflanzenschutzmittelverordnung (PSMV) des Bundesamtes für Landwirtschaft (BLW) erfasst sind. Insgesamt sind in der PSMV, ohne die 75 Makro- und Mikroorganismen, 332 aktive Substanzen aufgeführt (PSMV 2010). Die PestLCI Datenbank deckt somit nur einen kleinen Teil der in der Schweiz bewilligten PSM ab. Wichtig ist hierbei, dass PestLCI lediglich organische Stoffe modellieren kann. Die PSMV des BLW enthält jedoch sowohl organische als auch anorganische Stoffe. Nichtsdestotrotz wird es bei einer zukünftigen Verwendung von PestLCI unumgänglich sein, einige weitere PSM in die Datenbank aufzunehmen. Diese Datenerhebung muss pro PSM lediglich einmal durchgeführt werden. In folgender Tabelle 54 sind die Eingabeparameter aufgelistet, welche bei der Ergänzung der PestLCI-Datenbank benötigt werden (16 Parameter bezüglich chemischen, biologischen und physikalischen Eigenschaften). Die unten aufgeführten Parameter sind in der von PestLCI vorgeschlagenen Datenbank (Pesticide Properties Database¹⁵) gut dokumentiert und können somit erhoben werden. Jedoch muss für die Parameter einzeln geprüft werden, ob die vorliegenden Werte mit den vom Modell vorgegebenen Referenzbestimmungen (z. B. Temperatur) kompatibel sind. Ein schwierig zu erfassender Parameter ist dabei die atmosphärische OH-Rate (Hydroxyl-Rate), da diese zum Teil nicht in der oben erwähnten Hauptdatenquelle von PestLCI vorhanden ist. Die modellierten Verteilungs- und Abbauprozesse in der Umwelt sind stark von den Eigenschaften eines Stoffes abhängig, wobei gewisse Parameter wichtiger sind als andere. In Tabelle 54 ist deshalb aufgeführt, wie wichtig die Erhebung der unterschiedlichen Parameter gemäss eigener Einschätzung ist.

Tabelle 54: Benötigte Eingabeparameter bezüglich Pestizide für das PestLCI Model, die einmalig erhoben werden müssen, mit Einheiten, Erklärung und Wichtigkeit gemäss internen Einschätzungen (++ = sehr wichtig; + = wichtig; o = notwendig; - = nicht notwendig).

Parameter	Einheit	Erklärung	Wichtigkeit
Name	-		++
Typ	-	Herbizid, Fungizid oder Insektizid	+
CAS no	-	Chemical Abstracts Service, internationaler Bezeichnungsstandard für chemische Stoffe	++
SMILES	-	Simplified Molecular Input Line Entry Specification, chemischer Strukturcode	+
Molekulares Gewicht	g/mol		++
Löslichkeit	g/l	Löslichkeit in Wasser	++
Ref. Temperatur Löslichkeit	°C	In der Regel 20 °C	+
Dampfdruck	Pa		++

¹⁵ <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/index.htm>

Parameter	Einheit	Erklärung	Wichtigkeit
Ref. Temperatur Dampfdruck	°C	In der Regel 25 °C	+
pKa	-	Säurekonstante	++
Log Kow	-	Log des Octanol/Wasser-Verteilungskoeffizients	++
Koc	l/kg	Verteilungskoeffizient für organischen Kohlenstoff	++
Soil t ½ (DT50)	Tage	Halbwertszeit im Boden	++
Referenztemperatur für Pestizid-Biodegradation	°C	In der Regel 20 °C	o
Atmosphärische OH-Rate	cm³/ (Moleküle*s)	OH-Radikale Oxidationsraten Konstante	+
Aktivierungsenergie für Evaporation E(a)	kJ/mol	Default-Wert von 100 kJ/mol wird verwendet, wenn kein spezifischer E(a) genannt wird	-

PestLCI stellt insgesamt sieben Bodentypen zur Auswahl, die sich durch ihre Anteile an Ton, Lehm und Sand unterscheiden. Es ist möglich, dem Modell neue Bodentypen hinzuzufügen. In Tabelle 55 sind die acht benötigten Eingabeparameter pro Bodenhorizont aufgelistet. Idealerweise werden diese Parameter für alle Bodenhorizonte im ersten Meter erhoben. Die Sensitivitätsanalyse (siehe Kapitel 11.5.2) zeigt auf, dass die Auswahl des Bodentyps einen grossen Einfluss auf die berechneten Emissionen ausübt. Insbesondere Anteile an Ton, Lehm und Sand sind dabei wichtig. Aufgrund dieser Sensitivität sollten die Eingabeparameter beim Boden möglichst nahe bei den realen Gegebenheiten liegen. Wie bei den PSM müsste man daher bei einer zukünftigen Anwendung noch einige Bodentypen hinzufügen. Die benötigten Daten müssen jedoch nur einmalig erhoben werden.

Tabelle 55: Benötigte Eingabeparameter bezüglich Boden für das PestLCI Model, die einmalig erhoben werden müssen, mit Einheiten, Erklärung und Wichtigkeit gemäss internen Einschätzungen (++ = sehr wichtig; + = wichtig; o = notwendig; - = nicht notwendig).

Parameter	Einheit	Erklärung	Wichtigkeit
Name		Name des Bodenhorizonts	o
Start-Tiefe	m	Tiefe des Beginns des Bodenhorizonts	+
End-Tiefe	m	Tiefe des Endes des Bodenhorizonts	+
Tongehalt	% Partikel	Partikel <2µm	++
Lehmgehalt	% Partikel	2-50 µm	++
Sandgehalt	% Partikel	>50µm	++
Anteil an organischem Kohlenstoff	%		+
pH			+

In PestLCI kann aus 25 Klimazonen ausgewählt werden, wovon nur eine auf Klimadaten aus der Schweiz basiert (Lugano). Es gibt also keine Unterscheidung zwischen Flachland und Alpen, weshalb noch zusätzliche Klimazonen für die Schweiz nötig sein werden. Insgesamt müssen pro Klimazone neun Parameter erhoben werden, welche in Tabelle 56 aufgeführt sind. Diese Daten müssen nur einmal erhoben werden und basieren in der Regel auf Klimadaten, welche von MeteoSchweiz bezogen werden können. Datenlücken bei der potenziellen Evaporation, lassen sich mithilfe anderer erhobener Daten (Breitengrad, Höhe, minimale und maximale Lufttemperatur) annähern.

Tabelle 56: Benötigte Eingabeparameter bezüglich Klima für das PestLCI Model, die einmalig erhoben werden müssen, mit Einheiten, Erklärung und Wichtigkeit gemäss internen Einschätzungen (++ = sehr wichtig; + = wichtig; o = notwendig; - = nicht notwendig).

Parameter	Einheit	Erklärung	Wichtigkeit
Breitengrad	°		+
Höhe	m.ü.M		+
Sonneneinstrahlung	Wh/m ² /Tag	Monatlicher Durchschnitt.	+
Durchschn. Lufttemperatur	°C	Monatlicher Durchschnitt.	++
Min. Lufttemperatur	°C	Monatlicher Durchschnitt.	++
Max. Lufttemperatur	°C	Monatlicher Durchschnitt.	++
Niederschlag	mm	Monatlicher Durchschnitt.	++
Anzahl Tage mit >1mm Niederschlag		Monatlicher Durchschnitt.	+
Potenzielle Evaporation	mm	Jährlich. Kann alternativ auch mithilfe der Minima- und Maximatemperatur, dem Breitengrad und der Höhe berechnet werden.	-

Eine weitere wichtige Gruppe von Eingabeparametern betrifft die Feldanwendung der Pestizide und die dabei vorherrschenden Bedingungen. Für diese Kategorie werden weitere 16 Parameter benötigt (siehe Tabelle 57), welche im Folgenden kurz erläutert werden. Die Kultur und das Entwicklungsstadium, wobei aus 28 Kulturen mit je 3-4 Entwicklungsstadien ausgewählt werden kann, sind sehr wichtig, da sie einen grossen Einfluss auf die Resultate haben (siehe Sensitivitätsanalyse, Kapitel 11.5.2). Des Weiteren sind die Applikationsmethode, sowie die verwendete Menge in kg Wirkstoff/ha anzugeben. Die Applikationsmethode ist ein wichtiger Eingabeparameter, da die Emissionen in die Luft gemäss der Sensitivitätsanalyse von Nordborg *et al.* (2014) von der Applikationsmethode abhängig sind. Auch die intern durchgeführte Sensitivitätsanalyse (Kapitel 11.5.2) zeigt, dass die Resultate sehr sensitiv auf die Applikationsmethode und -menge reagieren, daher ist eine möglichst genaue Erhebung von diesen Parametern empfehlenswert. Eine erste Abschätzung kann jedoch auch auf Spritzempfehlungen basieren. Die Ermittlung des Entwicklungsstadiums kann sich auf kulturspezifische Entwicklungsverläufe stützen. In PestLCI müssen zudem die Eigenschaften des Feldes eingegeben werden, insbesondere Feldbreite und -länge, Breite der Pufferzonen, Hangneigung, Anteil an drainierter Fläche und deren Tiefe, sowie die gewählte Bodenbearbeitungsmethode. Bezüglich der Bodenbearbeitung stehen drei vorgegebene Methoden zur Verfügung: konventionelle, reduzierte oder keine Bodenbearbeitung.

Im Unterschied zu den Pestizideigenschaften müssen die applikationsspezifischen Parameter in Tabelle 57 für jede Applikation neu erhoben werden.

Tabelle 57: Benötigte Eingabeparameter (mit Einheit und Erklärung) bezüglich der Applikation des Pestizids, der Kultur und den Feldeigenschaften für das PestLCI Model, die für jede Pestizidanwendung neu erhoben werden müssen. Zudem wird die Wichtigkeit gemäss internen Einschätzungen (++ = sehr wichtig; + = wichtig; o = notwendig; - = nicht notwendig) angegeben.

Parameter	Einheit	Erklärung	Wichtigkeit
Kultur	-	Es stehen 28 Kulturen zur Auswahl	++
Entwicklungsstadium der Kultur	-	Es stehen je 3-4 Entwicklungsstadien pro Kultur zur Auswahl.	++
Applikationsmethode	-	10 Applikationsmethoden zur Auswahl	++
Applikationsmonat	-		+
Applikationsmenge	kg/ha	Angewendete Menge der Aktiven Substanz.	++
Jährliche Bewässerung	mm		+
Bodentyp	-	Es stehen 7 Bodentypen zur Auswahl	++
Klimazone	-	Es stehen 25 Klimatypen zur Auswahl	++
Feldbreite	m	Breite des Feldes	++
Feldlänge	m	Länge des Feldes	+
Pufferzone	m	Breite der Zone entlang dem Feldrand, in der man nicht spritzen darf	+
Hangneigung	%		o
Tiefe der Drainage	m	defaultmässig auf 0.6 Meter gesetzt, kann nicht grösser als 1 m sein	o
Anteil des Bodens, der drainiert wird	-	Der Defaultwert beträgt auf 0.55	+
Bodenbearbeitungs-Methode	-	Es stehen konventionelle, reduzierte und keine Bodenbearbeitung zur Auswahl	+

11.4.2 USEtox 1.01

Wie bereits im Überblick (Kapital 11.3) erklärt, wird die USEtox Methodik in der Wirkungsabschätzung im Bereich der aquatischen Ökotoxizität eingesetzt, um die Wirkung einer Chemikalie auf die Umwelt abzuschätzen. Da USEtox nicht nur für PSM verwendet werden kann, sondern beispielsweise auch für Metalle, wird im Folgenden teilweise von „Chemikalien“ gesprochen, um nicht den Eindruck zu erwecken, dass nur PSM mit dieser Methode modellierbar sind.

In USEtox wird die Verteilung von Chemikalien zwischen folgenden fünf Kompartimenten berücksichtigt: landwirtschaftlicher Boden, natürlicher Boden, Süsswasser, Meer und Luft. Es wird angenommen, dass alle Kompartimente homogen sind und sich ein Stoff gleichmässig verteilt (Rosenbaum *et al.* 2008). Es wird zudem zwischen zwei geographischen Ebenen unterschieden: die kontinentale und die globale Ebene. Beide Ebenen weisen die oben erwähnten Kompartimente auf, wobei bei der kontinentalen noch die Stadtluft hinzu kommt (siehe Abbildung 24). Insgesamt gibt es somit 11 Kompartimente in USEtox. Es sei darauf hingewiesen, dass sich die globale und die kontinentale Ebene nicht überschneiden, und es somit nicht zu Doppelzählungen kommt. Die globale Ebene wurde hinzugefügt, um die Massenbilanz zu vervollständigen, da ansonsten einige wichtige Senken nicht berücksichtigt worden wären (Fantke 2015a, pers. Mitteilung). Das Meer wird in USEtox hauptsächlich als Senke definiert, lediglich im küstennahen Gewässer werden Exposition und Wirkungen berechnet (Rosenbaum *et al.* 2008).

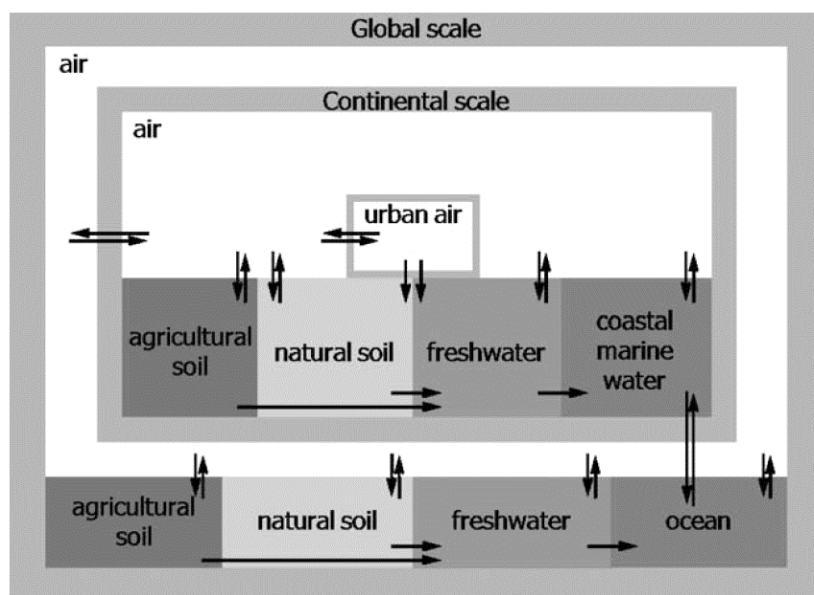


Abbildung 24: Kompartimente und geographische Aufteilung in USEtox Rosenbaum *et al.* (2008, Seite 536).

Im Unterschied zu PestLCI berücksichtigt USEtox die Emissionen von Pestiziden auf dem Feld kurz nach der Applikation nicht (Berthoud *et al.* 2011). Diese beiden Modelle werden daher kombiniert, indem die mittels PestLCI berechneten Emissionen mit dem dazugehörigen CF aus USEtox multipliziert werden. Mit USEtox können CF für aquatische Ökotoxizität für die Kompartimente Stadtluft, Landluft, Süßwasser, Meerwasser, natürlicher und landwirtschaftlicher Boden berechnet werden (Huijbregts *et al.* 2010a). Auf die Kombination der PestLCI Daten mit den CF aus USEtox wird in einem späteren Kapitel noch genauer eingegangen (siehe Kapitel 11.4.4).

Aquatische Ökotoxizität

Die ökotoxikologischen Charakterisierungsfaktoren (CF) für die aquatische Ökotoxizität werden in USEtox für die kontinentale und globale Ebene mit derselben Formel berechnet. Diese beinhaltet einen Verteilungs-Faktor (FF) für die Beschreibung der Persistenz einer Substanz, in diesem Fall der PSM, in der Umwelt. Der Kontakt-Faktor (XF) widerspiegelt die Bioverfügbarkeit eines PSM für aquatische Organismen und der Effekt-Faktor (EF) gibt Auskunft über die Ökotoxizität der aktiven Substanz eines PSMs für unterschiedliche Spezies. Die Formel lautet wie folgt (Rosenbaum *et al.* 2008):

$$\overline{CF} = \overline{FF} \times \overline{XF} \times \overline{EF},$$

7

wobei

\overline{FF} = Verteilungs-Faktor [Tag]

\overline{XF} = Kontakt-Faktor

\overline{EF} = Effekt-Faktor [PAF m³ kg⁻¹]

\overline{CF} = Charakterisierungsfaktor.

Verteilungs-Faktor (FF)

Die Berechnung des Verteilungs-Faktors (FF) berücksichtigt die Massenzunahme einer Substanz (kg) in einem gegebenen Kompartiment aufgrund einer Emission (kg/Tag) aus einem anderen Kompartiment (Henderson *et al.* 2011). Die Einheit des daraus entstehenden Verteilungs-Faktors ist somit die Anzahl Tage und reflektiert die Persistenz einer Substanz in einem Umweltkompartiment (Huijbregts *et al.* 2010a). Der Verteilungs-Faktor berücksichtigt verschiedene Abbauprozesse sowie den intermediären Transport von PSM zwischen den 11 Kompartimenten (global und kontinental). Bezüglich des Abbaus wird unter anderem die Biodegradation durch Mikroorganismen, der Transport von Chemikalien in die Sedimente, der Abfluss ins Grundwasser (wird gleich behandelt wie Abbau) und die Entweichung in die Stratosphäre berücksichtigt

(Huijbregts *et al.* 2010a). Beim intermediären Transport werden zwei Prozesse berücksichtigt: der advective und der diffuse Transport. Beim advectiven Transport gelangt ein PSM über ein Umweltmedium unidirektional von einem ins nächste Kompartiment, bewegt sich also nur in eine Richtung. Beispielsweise transportiert ein Fluss ein PSM vom Süßwasser ins Meer oder der Regen überführt ein PSM aus der Luft auf die Erdoberfläche. Der diffuse Transport hingegen ist ein passiver bidirektionaler Transport zwischen zwei Kompartimenten (Huijbregts *et al.* 2010a). Das heisst ein Wirkstoff kann sich von einem ins andere Kompartiment bewegen und umgekehrt. Für ein PSM gibt es somit 121 einzelnen FF: je 11 FF pro Kompartiment (Birkved und Heijungs 2011). Sowohl der Abbau als auch die intermediären Transportprozesse hängen stark von den chemischen Eigenschaften einer Substanz ab, sowie vom emittierenden und dem aufnehmenden Kompartiment (Huijbregts *et al.* 2010a). Unter Berücksichtigung dieser Eigenschaften und den damit verbundenen Prozessen wird die Verweilzeit einer Chemikalie in den unterschiedlichen Kompartimenten berechnet. Dabei wird die Massenbilanz-Gleichung unter Gleichgewichtsbedingungen (*steady state*) gelöst (Huijbregts *et al.* 2010a). Im Folgenden wird kurz auf die von USEtox berücksichtigten Abbau- und Verlagerungsprozesse in den drei Medien Wasser, Luft und Boden eingegangen.

In USEtox wird die Verweilzeit und somit der FF einer Chemikalie im Wasser durch verschiedene Prozesse beeinflusst, welche zum Teil von spezifischen chemischen Eigenschaften abhängen. Dabei spielen vier Abbau- und Verlagerungsprozesse eine Rolle: Adsorption/Sedimentation, Verdampfung, Abbau und advectiver Transport in ein anderes Kompartiment. Eine Studie von Henderson *et al.* (2011) identifizierte einige chemische Eigenschaften eines Stoffes, welche für die Verteilung eine wichtige Rolle spielen. Namentlich sind das der Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizient, der Luft-Wasser Partitionskoeffizient bezüglich der Verteilung und die substanzspezifische Halbwertszeit sowie die hydraulische Halbwertszeit des Süßwasserkompartiments bezüglich des Abbaus (Henderson *et al.* 2011).

Der Transfer vom Boden-Kompartiment ins Oberflächenwasser hängt von vier Prozessen ab: Abbau, Verdampfung, Auswaschung in tiefere Bodenschichten und Oberflächenabfluss in Oberflächengewässer. Bezüglich Abbau, Verdampfung und Auswaschung wird lediglich die Masse berücksichtigt, die im Porenwasser gelöst ist. Im Oberflächenabfluss kommt die Erosion dazu, womit auch der adsorbierte Teil ins Oberflächenwasser transportiert wird (Henderson *et al.* 2011). Auch hier haben Henderson *et al.* (2011) einige Abhängigkeiten von den chemischen Eigenschaften einer Substanz und den oben erwähnten Prozessen untersucht und festgestellt, dass nicht-adsorbierende, mobile Chemikalien sowie Chemikalien mit sehr hohen Boden-Halbwertszeiten in signifikanten Mengen vom Boden ins Wasser transportiert werden. Chemikalien mit einem hohen Luft-Wasser Partitionskoeffizienten verflüchtigen sich und verlassen somit das Kompartiment Boden. Damit reduziert sich die Verweilzeit im Boden (FF) und es wird weniger Substanz vom Boden ins Wasser transportiert (Henderson *et al.* 2011).

Bezüglich des Transports von Chemikalien aus der kontinentalen Luft in den Boden werden drei Prozesse modelliert: Abbau in der Luft, Advektion in das globale Luftkompartiment (siehe Abbildung 24), und Deposition auf den Boden, in Oberflächengewässer oder ins Meer. Henderson *et al.* (2011) haben in ihren Analysen festgestellt, dass der Transfer aus der Luft in den Boden hauptsächlich von der Deposition und dem Abbau abhängt. Hierbei ist der Partitionskoeffizient zwischen Luft und Wasser (K_{aw}) relevant, da Chemikalien mit einem tiefen K_{aw} eine längere Halbwertszeit in der Luft haben und somit eher mit dem Regen in den Boden ausgewaschen werden. Ausserdem spielt es eine Rolle, wie gross der Anteil des Bodens an der gesamten Fläche ist. Als Veranschaulichung: im kontinentalen Kompartiment sind 11 % Meer und Süßwasser während im globalen Kompartiment das Meer sogar zwei Drittel der Fläche ausmacht (Henderson *et al.* 2011).

Der direkte Transfer aus der Luft ins Oberflächengewässer hängt auch von K_{aw} ab. Die Deposition ist jedoch stark beeinflusst davon, dass lediglich 2.7 % der kontinentalen und nur 0.9 % der globalen Fläche Süßwasser entspricht. Daher werden Stoffe aus der Luft hauptsächlich über den Boden ins Wasser transportiert. Dieser Prozess ist jedoch nur wichtig für Stoffe mit einem grossen Transfer aus der Luft in den Boden und vom Boden ins Wasser (Henderson *et al.* 2011).

Kontakt-Faktor (XF)

Der Kontakt-Faktor (XF) widerspiegelt die Bioverfügbarkeit eines PSM für aquatische Organismen und wird in USEtox gleich dem Anteil eines PSM gesetzt, welche sich im Süßwasser auflöst ($FR_{w,w}$) (Henderson et al., 2011). XF wird wie folgt berechnet:

$$\overline{XF} = FR_{w,w} = \frac{1}{1 + (K_p \cdot SUSP + K_{doc} \cdot DOC + BCF_{fish} \cdot BIOMass) / 1 \cdot 10^6} \quad 8$$

K_p steht für den Partitionskoeffizienten zwischen Wasser und gelösten Feststoffen (l/kg), SUSP ist die Konzentration der aufgelösten Materie und wird in USEtox standardmässig auf 15 mg/l gesetzt. K_{doc} ist der Partitionskoeffizient zwischen gelöstem organischem Kohlenstoff und Wasser, wobei DOC der Konzentration des gelösten organischen Kohlenstoffes entspricht und in USEtox standardmässig auf 5 mg/l gesetzt ist. BCF_{fish} ist der Bio-Konzentrations-Faktor in Fisch (l/kg) und BIOMass widerspiegelt die Konzentration der Biota im Wasser und ist in USEtox standardmässig 1 mg/l (Huijbregts et al. 2010a).

Effekt-Faktor (EF)

Bezüglich des Effekts einer Chemikalie wird in der Umweltrisikoaanalyse üblicherweise der PNEC (*predicted no effect concentration*) verwendet. Dieser Wert liefert jedoch einen sehr konservativen Wert für die Beschreibung der Toxizität eines Stoffes. Da es in einer Ökobilanz um die Abschätzung einer potenziellen Wirkung und nicht eines Risikos geht, wurde für die Wirkungsabschätzung ein robusterer und weniger konservativer Effektparameter empfohlen (Henderson et al. 2011). Die Berechnung des Effekt-Faktors (EF) basiert auf der Annahme einer linearen Abhängigkeit zwischen der Konzentration und der Wirkung. Dabei wird die Steigung an dem Punkt berechnet, wo der Anteil an potenziell betroffenen Spezies (*potentially affected fraction* = PAF) gleich 0.5 ist (siehe Abbildung 25).

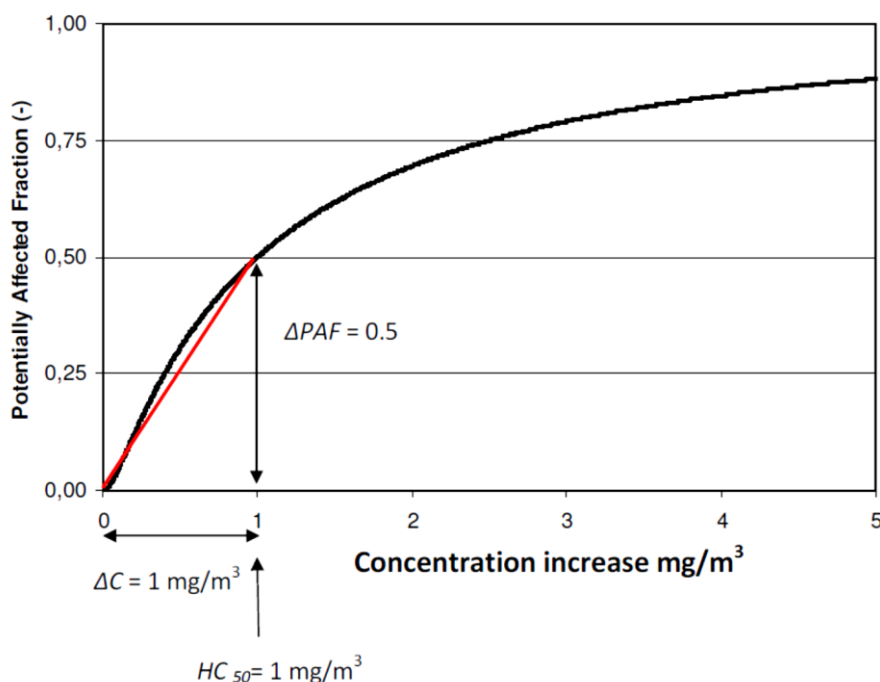


Abbildung 25: Beispielhafte Visualisierung einer Extrapolationsprozedur für den EF in USEtox aus Huijbregts et al. (2010a, Seite 16).

Der ökotoxikologische EF eines PSM berechnet sich wie folgt:

$$EF = \frac{0.5}{HC_{50}} \quad 9$$

Die HC_{50} (*hazardous concentration*) steht für die Konzentration, bei der 50 % der Arten einer Konzentration grösser als EC_{50} ausgesetzt sind (Huijbregts *et al.* 2010a). Der EC_{50} wiederum ist die Konzentration, bei der bei 50 % der Testorganismen Effekte auftreten (z. B. Mortalität, akuter Endpunkt). Der HC_{50} wird wie folgt berechnet, wobei n_s für die Anzahl der getesteten Spezies steht:

$$\log HC_{50} = \alpha = \frac{1}{n_s} \cdot \sum \log EC_{50,s} \quad 10$$

Die Berechnung des ökotoxikologischen EF's basiert somit auf dem geometrischen Mittel von experimentellen EC_{50} Daten von einzelnen Spezies. Chronische Endpunkte (z. B. Effekte auf Reproduktion) haben Priorität, diese werden jedoch selten angegeben. Zweite Priorität haben chronische Endpunkte, welche durch einen Extrapolationsfaktor von akuten EC_{50} Werten hergeleitet werden. Dieser Faktor ist in USEtox standardmässig auf den Wert 2 gesetzt (Rosenbaum *et al.* 2008). Der ökotoxikologische EF steht für die Änderung der potentiell betroffenen Fraktion (PAF) einer Spezies aufgrund einer Änderung in der Konzentration und hat die Einheit $PAF \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$, auch CTUe (*comparative toxic units*) genannt. CTUe ist eine Schätzung des potenziell betroffenen Anteil Arten ($PAF = \text{potentially affected fraction of species}$) integriert über die Zeit und Volumen pro Masse des applizierten PSM [$PAF \text{ m}^3 \text{ day kg}^{-1}$].

LC₅₀	Tödliche Konzentration für 50 % der Testorganismen (Lethal Concentration)
EC₅₀	Konzentration bei der für 50 % der Testorganismen Effekte auftreten (Effect Concentration)

Charakterisierungsfaktoren (CF)

Die Charakterisierungsfaktoren (CF) für die globale und die kontinentale Ebene berechnen sich durch die Multiplikation des Effekt-Faktors mit dem Verteilungs-Faktor und dem Kontakt-Faktor (siehe Formel 7). Am Schluss werden der kontinentale und der globale CF für jedes einzelne Kompartiment (Luft, Wasser oder Boden) aufsummiert. Dieser finale CF wird in CTUe gemessen.

$$CF_{final} = CF_{global} + CF_{contin} \quad 11$$

In USEtox wird die Qualität der Berechnungen mittels einer Unterscheidung zwischen zwei Arten von CF festgelegt. Zum einen gibt es einstweilige (*interim*) CF, welche eine relativ hohe Unsicherheit aufweisen. Zu dieser Gruppe gehören Metalle, dissoziierte und amphiphile Substanzen. Bei allen anderen Substanzen und somit auch bei den PSM spricht man von „empfohlenen“ CF, wenn diese auf Wirkungsabschätzungen von mindestens drei unterschiedlichen Spezies basieren (Rosenbaum *et al.* 2008). Basiert die Wirkungsabschätzung auf Daten von weniger als drei Spezies, spricht man auch von vorläufigen (*interim*) CF (Rosenbaum *et al.* 2008). Nicht für alle CF kann diese Einteilung in vorläufige und empfohlene Faktoren vorgenommen werden. Im elektronischen Zusatzmaterial von Rosenbaum *et al.* (2008) ist ersichtlich, dass es für einige Substanzen keine CF für die Süswasser-Ökotoxizität gibt (Henderson *et al.* 2011).

Benötigte Eingabeparameter

Für die Berechnungen der CF mit USEtox werden einige substanzspezifische Eingabeparameter benötigt. Insbesondere der FF von organischen Chemikalien hängt von einer Vielzahl von physikalischen und chemischen Eigenschaften ab. Einige Parameter sind problemlos verfügbar wie beispielsweise das molekulare Gewicht (MW) oder die Wasserlöslichkeit (Sol25), andere Parameter wie z. B. die Kompartiment spezifischen Abbauraten für Luft (K_{dega}), Wasser (K_{degw}), Boden (K_{degsl}) und Sediment (K_{degSD}) sind schwieriger zu beschaffen (Birkved und Heijungs 2011). Weitere benötigte Eingabeparameter sind der Bioakkumulationsfaktor für Fisch (BAF_{fish}), der Verteilungskoeffizient zwischen suspendierten Feststoffen und Wasser (K_{pss}), der durchschnittliche $\log EC_{50}$ für aquatische Spezies ($avlog EC_{50}$), der Verteilungskoeffizient Oktonal/Wasser (K_{ow}), der Schmelzpunkt (T_m), die Henry-Konstante (KH_{25C}), der Verteilungskoeffizient für organische Kohlenstoffe und Wasser (K_{oc}) und gelöstem organischem Kohlenstoff und Wasser (K_{DOC}), der Dampfdruck (P_{vap25}) und die erste Dissoziations-Konstante (pKa). Die substanzspezifischen Parameter müssen jedoch nur erhoben werden, wenn eine Chemikalie zur bereits bestehenden Datenbank mit ungefähr 3 000 Pestiziden hinzugefügt werden soll. Die Liste der oben erwähnten Eingabeparameter ist im Anhang 14 einsehbar.

In USEtox wird primär das Programm EPI Suite™¹⁶ verwendet um physikalischen und chemischen Eigenschaften einer Substanzen zu erheben (Huijbregts *et al.* 2010b). Sollte diese Datenbank keine Werte für obige Parameter enthalten, können gewisse Parameter mittels einer Annäherung berechnet werden (Huijbregts *et al.* 2010b). Ein Vergleich der sich überschneidenden Eingabeparameter von PestLCI und USEtox zeigte, dass die beiden Modelle zum Teil auf unterschiedliche Werte für die gleichen Parameter zurückgreifen.

Für die ökotoxikologischen Daten (z. B. EC₅₀ Werte) werden in USEtox zwei Datenbanken verwendet. Die Datenbanken umfassen 3 498 beziehungsweise 1 408 Chemikalien, wobei erstere auf der RIVM e-toxBase¹⁷ basieren und letztere auf Daten von ECOTOX (2001) oder IUCLID (2000) (Huijbregts *et al.* 2010b).

Bei den standortspezifischen Daten verfügt USEtox über Standardwerte. Dazu gehören Parameter wie die Fläche des Landes und des Meeres, sowie der Anteil der Fläche mit Frischwasser, natürlichem, landwirtschaftlichem oder anderem Boden, sowie Daten zur Umgebungstemperatur, der Windgeschwindigkeit, und der Regenmenge pro Jahr. Eine detaillierte Auflistung kann im Anhang 15 eingesehen werden, inklusive der Standardwerte von USEtox 1.01.

11.4.3 USEtox 2.0

Am 31. August 2015 wurde die neue USEtox Version 2.0 an der Life Cycle Management (LCM) Konferenz in Bordeaux vorgestellt. In der neuen Version sind einige Neuerungen und Korrekturen integriert worden. Bezüglich der Humantoxizität wurden die Innenraumluft im Haushalt und in der Industrie hinzugefügt (Fantke 2015b). Zudem werden in USEtox 2.0 neu die Pestizidrückstände in Pflanzen für die Humantoxizität berücksichtigt. Beim neuen Modell wurden weitere Regionen hinzugefügt, so dass neu zwischen acht kontinentalen und 17 sub-kontinentalen Regionen ausgewählt werden kann (Fantke 2015b). Bezüglich der aquatischen Ökotoxikologie wurden einige Neuerungen aufgenommen, darunter einige Modellanpassungen betreffend der chemischen Spezifizierung der Chemikalien. In den nächsten Monaten werden zudem mehrere Hundert neue Chemikalien zur USEtox Datenbank hinzugefügt, darunter auch Pestizide. Bei den Pestiziden wurden die Halbwertszeiten im Boden überarbeitet und für alle Chemikalien allgemeine Verbesserungen bezüglich der Verteilungsdaten implementiert (Fantke 2015b). Es ist eine Publikation geplant, welche einerseits die USEtox 2.0 Methodik beschreibt und andererseits einen Vergleich mit der hier verwendeten USEtox 1.01 Methodik liefert.

11.4.4 Synthese PestLCI und USEtox

Um die Wirkung eines Pestizids auf ein aquatisches System zu berechnen wird der CF eines Kompartiments mit den Emissionen (M) in dieses Kompartiment multipliziert. Damit werden die Resultate von PestLCI (Emissionen in Luft, Oberflächenwasser und Grundwasser) mit den entsprechenden CF aus dem USEtox Modell kombiniert. Dabei werden die Wirkungen auf die unterschiedlichen Kompartimente zu einem ‚Impact score‘ (IS) für die Süßwasser-Toxizität zusammengezählt. Die allgemeine Formel lautet:

$$IS = \sum_i \sum_x CF_{x,i} \cdot M_{x,i} \quad 12$$

CF steht für den Charakterisierungsfaktor einer Substanz x , welche ins Kompartiment i emittiert wird und M ist die Emission von x (kg) in das Kompartiment i . Dieser finale CF wird in CTUs gemessen. Da PestLCI nur Emissionen in die Luft, das Grundwasser (GW) und das Oberflächenwasser (OW) abbildet, können bei der Kombination von PestLCI und USEtox nur die beiden Kompartimente Luft und OW berücksichtigt werden, da es keinen CF für Grundwasser gibt.

11.5 Evaluation der Methoden

Die Evaluation der beiden Modelle PestLCI und die USEtox basiert auf drei Evaluationselementen: 1) die Modelle wurden mit einer wissenschaftlichen Begleitgruppe¹⁸ im Rahmen von zwei Workshops eingehend

¹⁶ <http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm>

¹⁷ <http://www.ru.nl/environmentalscience/research/themes-0/risk-assessment/e-toxbase/>

¹⁸ Begleitgruppe: Mitarbeitende der Forschungsgruppe Ökotoxikologie und Pflanzenschutzchemie von Agroscope

untersucht, 2) es wurden Sensitivitätsanalysen durchgeführt und 3) es wurde ein intensiver Austausch mit den Modellentwicklern (Teunis Dijkman (PestLCI) und Peter Fantke (USEtox)) gepflegt.

11.5.1 Vollständigkeit

Das PestLCI Modell berücksichtigt weitgehend alle wichtigen Verteilungs- und Abbauprozesse. Trotzdem fehlen noch einige Prozesse (Deposition von Emissionen und Emissionen in den Boden) oder sollten verbessert werden (Makroporenabfluss, Drainage des Feldes).

Makroporen, welche für den schnellen Wassertransport ins Grundwasser verantwortlich sind, werden in PestLCI zwar berücksichtigt, aber die zugrunde liegenden Annahmen sind ungenügend. Im Modell wird angenommen, dass der Makroporenabfluss erst stattfindet, wenn der Boden mit Wasser gesättigt ist. Dieser Fall tritt jedoch meist nur im Herbst und im Frühling auf. Im Sommer hingegen ist der Boden oft ausgetrocknet und es kann in kurzer Zeit sehr viel Regen fallen (Gewitter). In solchen Fällen wird der Boden nicht zuerst gesättigt, da die Bodenoberfläche verschlämmt. Zudem fehlt in PestLCI die Deposition der Emissionen ins Oberflächengewässer via Abdrift. Emissionen in die Luft werden somit nicht in nahe gelegene Gewässer oder in den Boden verfrachtet. Es ist zudem fraglich, ob die Annahme zutrifft, dass 100 % des Wassers, das durch den Drainagehorizont fließt, über die Drainage abtransportiert wird. In der Praxis sind Drainagen oft alt und daher nicht mehr voll funktionstüchtig. Eine Einschränkung des PestLCI Modells ist die Zuordnung des Bodens zur Technosphäre. Der Boden wird in PestLCI entsprechend nicht als Emissions-Kompartiment berücksichtigt. Bezüglich der Datenlage weist PestLCI einige Lücken auf. Zum einen sind nur 42 Wirkstoffe aus der PSMV des BLW's in PestLCI vorhanden. Weitere Datenlücken bestehen bei den zur Auswahl stehenden Klima- und Bodentypen. Das Modell bietet die Möglichkeit aus 7 Boden- und 25 Klimatypen auszuwählen. Es gibt jedoch nur eine Klimazone, welche auf Daten aus der Schweiz basiert (Lugano). Sowohl beim Klima als auch beim Boden reagieren die Resultate sehr sensitiv (siehe Kapitel 11.5.2), weshalb möglichst realitätsnahe Daten zu ermitteln sind. Aufgrund zeitlichen Restriktionen konnte noch nicht abgeklärt werden wie viele zusätzliche Klimazonen in PestLCI für die Schweiz zu definieren sind. Lediglich die Klimazone und somit die Klimadaten von Lugano zu verwenden (der einzigen Klimazone der Schweiz im Modell) ist wegen der hohen Sensitivität nicht empfehlenswert. Weitere Abklärungen sind hier nötig. Beim Boden muss verifiziert werden inwiefern die 7 Bodentypen von PestLCI die Schweizer Böden genügend abzudecken vermögen. Es ist zu erwarten, dass noch weitere Bodentypen hinzugefügt werden müssen. In beiden Fällen besteht die Möglichkeit jeweils standortspezifische Daten zu verwenden, was zu einer höheren Genauigkeit führen würde, jedoch viel Zeit für die Erhebung beansprucht. Im Rahmen einer zukünftigen Modellanpassung an Schweizer Verhältnisse müssen diese zwei Varianten (Hinzufügen von Boden- und Klimatypen *oder* standortspezifische Daten) noch auf ihre Eignung geprüft werden. Die benötigten Daten für die Ergänzung der Datenbank bezüglich Pestiziden, Bodentypen und Klimatypen sind in Kapitel 11.4.1 aufgeführt.

Die Modellannahmen von USEtox sind in der Regel nachvollziehbar dargestellt und basieren auf wissenschaftlichen Erkenntnissen. Einzelne Kritikpunkte betreffen die Verwendung von extrapolierten EC₅₀ Werten für die chronische Beurteilung. Die ökotoxikologische Risikoanalyse beruht üblicherweise auf akuten Toxizitätswerten (z. B. Mortalität, LC₅₀ oder EC₅₀ Werte) sowie auf chronischen Toxizitätswerten (z. B. Reproduktionsrate, NOEC, EC₁₀ Werte). In Zukunft werden aufgrund der neuen Datenanforderung vermehrt EC₁₀ anstatt NOEC Werte für die chronische Risikobewertung herangezogen werden, d.h. dass diese auch vermehrt in den Datenbanken bzw. in der Literatur zu finden sein werden. Chronische EC₅₀ Werte hingegen sind kaum in den Datenbanken oder in der Literatur zu finden, da nur akute EC₅₀ Werte in der Risikoanalyse verwendet werden. Dementsprechend ist in der USEtox Methodik festgehalten, dass bei fehlenden chronischen Werten akute Daten mittels einem Extrapolations-Faktor auf chronische Werte umgerechnet werden können. Dieser Faktor (=2) sollte überprüft werden. Eine grosse Schwäche des Modells ist die fehlende Behandlung der terrestrischen Ökotoxizität.

EC₁₀	Konzentration bei der für 10 % der Testorganismen Effekte auftreten
NOEC	höchste Konzentration, bei der noch kein Effekt auf den Testorganismus beobachtet wird (No Observed Effect Concentration)

Bei USEtox ist ein grösserer Anteil der Eingabeparameter als bei PestLCI vorhanden, da USEtox gemäss eigenen Berechnungen bereits 135 Pestizide enthält, die in der PSMV aufgeführt sind (bei PestLCI sind es 42 Pestizide). Es müssen somit noch rund 260 Substanzen ergänzt werden, um alle in der Schweiz bewilligten Pestizide zu berücksichtigen. Die dafür benötigten Daten werden in Kapitel 11.4.2 beschrieben.

11.5.2 Bewertung der Robustheit und Unsicherheiten

Robustheit

Die Evaluation der beiden Methoden umfasst zwei Sensitivitätsanalysen. In der ersten Sensitivitätsstudie wurden unterschiedliche Eingabeparameter von PestLCI variiert, um allfällige Veränderungen bei den Resultaten, also den Emissionen in die Luft, das Grundwasser und das Oberflächenwasser, zu identifizieren. Dabei variierte immer nur der untersuchte Parameter, während die anderen konstant gehalten wurden. Als Standard diente der Klimatyp basierend auf Messdaten aus Lugano. Beim Boden fungierte der Bodentyp 1, der eine gleichmässige Verteilung zwischen den Anteilen an Sand, Ton und Lehm aufweist, als Standard. Diese Sensitivitätsanalyse wurde für vier Kulturen (Mais, Kartoffeln, Steinfrüchte und Raps) durchgeführt sowie für vier Pestizide (Atrazin, Mancozeb, Thiaclopid, Iprodione). Bei jedem getesteten Eingabeparameter (siehe Tabelle 58) gab es mindestens zwei vom Standard abweichende Werte. Für die Variation wurden Werte verwendet, welche einer realistischen Spannbreite entsprachen. Beispielsweise wurden beim Applikationsmonat jeweils die benachbarten Monate berücksichtigt, da eine Verschiebung um einen Monat realistisch ist. Die detaillierte Liste der analysierten Sensitivitäts-Szenarien ist im Anhang 16 gegeben.

Anschliessend wurde ein Sensitivitätsfaktor ermittelt, indem jeweils der minimale vom maximalen Wert subtrahiert und durch den Mittelwert dividiert wurde. Je grösser dieser Quotient ist, desto sensitiver reagieren die Emissionen auf Änderungen des Eingabeparameters. Eingabeparameter, bei denen die Resultate besonders sensitiv (Wert > 1.2) reagieren, sind in folgender Tabelle 58 mit Steinfrüchten als Testkulturen mit dem Pestizid Iprodione rot markiert.

Tabelle 58: Resultate der Sensitivitätsanalyse bei Steinfrüchten mit dem Pestizid Iprodione für unterschiedliche Eingabeparameter und Sensitivitäts-Werte. Sensitivitäts-Faktoren wurde wie folgt berechnet: (Maximum-Minimum)/Mittelwert [-]. Bei Werten über 1.2 ist die Sensitivität besonders hoch, daher sind diese Werte in roter Farbe wiedergegeben.

Eingabeparameter	Emissionen		
	Luft [-]	Oberflächenwasser [-]	Grundwasser [-]
Boden	0.00	3.91	1.72
Klima	0.00	2.93	1.32
Bewässerung	0.00	0.98	0.13
Entwicklungsstadium	0.25	2.99	2.41
Monat	0.00	0.12	0.37
Bodenbearbeitung	0.00	0.00	1.62
Makroporenanteil	0.00	0.00	0.44
Pufferzone	0.44	0.14	0.01
Pufferzone (ohne Drainage)	1.50	1.05	0.01
Drainage	0.00	1.73	0.05

Es ist ersichtlich, dass in diesem Beispiel primär die Emissionen in die Wasser-Kompartimente sensitiv reagieren. Dies trifft auch für andere Testkulturen (Mais, Kartoffeln) sowie andere Pestizide zu. Wird jedoch

ein Pestizid mit einem hohen Dampfdruck eingesetzt (z. B. Pendimethalin), das schnell verdampft, reagieren auch die Emissionen in die Luft sensitiv auf Veränderungen in den Eingabeparametern (z. B. Variation der Pufferzone). Die Resultate zeigen, dass die Emissionen ins Wasser bei folgenden Eingabeparametern sensitiv reagieren: Boden, Klima, Entwicklungsstadium und etwas schwächer bei der Drainage und der Bodenbearbeitung. Offen ist derzeit noch die Frage, auf welchen klimatischen Parametern (z. B. Niederschlag, Lufttemperatur) die Sensitivität beim Eingabeparameter Klimatyp basiert. Dieser Aspekt müsste im Rahmen von weiteren Untersuchungen abgeklärt werden. Wenn beispielsweise bereits kleine Variationen bei der Niederschlagsmenge zu grossen Unterschieden bei den Ergebnissen führen, müsste man mehr Klimatypen ins Modell aufnehmen, je nachdem ob es sich um einen Parameter handelt, der in der Schweiz stark variiert. Erstaunlich ist jedoch das Resultat bezüglich der Breite der Pufferzone, welche in der Sensitivitätsstudie auf 0, 3 und 6 Metern gesetzt wurde. Dijkman (2015) vermutet, dass die Drainage die Resultate zu stark beeinflusst. Deshalb wurde der Anteil der drainierten Fläche auf null gesetzt, was zu einer erhöhten Sensitivität führt. Bezüglich der Feldbreite haben Nordborg *et al.* (2014) herausgefunden, dass die Resultate sehr sensitiv auf dessen Veränderung reagieren, was auf der Annahme beruht, dass der Wind in PestLCI immer parallel zur Feldbreite weht.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die Resultate bei einigen Parameter (-gruppen) stark auf Veränderungen reagieren. Das sind namentlich die folgenden Eingabeparameter:

- die verwendete aktive Substanz (PSM)
- die Kultur inklusive Entwicklungsstadium
- die Applikationsmethode und -menge
- der Bodentyp
- das Klima
- die Feldbreite
- die Drainage.

Bezüglich der Hintergrunddaten zu den PSM, dem Bodens sowie dem Klima sind vertiefte Analysen durchzuführen, um eine abschliessende Aussage formulieren zu können. Weniger sensitiv reagieren die Resultate hingegen auf den Applikationsmonat (bei Schwankungen um einen Monat), die Bewässerung, die Feldlänge, die Pufferzone, die Hangneigung sowie die Bodenbearbeitung. Die in den Sensitivitätsstudien beobachteten Ergebnisse sind gemäss der wissenschaftlichen Begleitgruppe im Wesentlichen nachvollziehbar.

Für die Abschätzung der Robustheit der Resultate nach dem Zusammenführender Resultate der Sachbilanz (PestLCI) und der Wirkungsabschätzung (USEtox) mittels ‚Impact score‘ (IS) wurde eine weitere Sensitivitätsanalyse durchgeführt. Für die Berechnung des IS wurden lediglich die Kompartimente Süsswasser und Luft berücksichtigt, da nur für diese beiden Kompartimente sowohl Emissionen aus PestLCI als auch CF aus USEtox vorhanden sind. Dabei werden die IS für jede Kombination aus Kultur und Substanz über alle Kompartimente aufsummiert. Auch hier wurde ein Sensitivitäts-Faktor aus dem Quotienten von Range und dem Mittelwert bestimmt. Die Sensitivitäts-Werte für die unterschiedlichen Testkulturen sind in Tabelle 59 aufgeführt. Ähnlich wie bei PestLCI reagieren die Resultate sensitiv auf die Eingabeparameter Boden, Klima, Entwicklungsstadium und Drainage, sowie die Pufferzone, wenn ohne Drainage gerechnet wird.

Tabelle 59: Resultate der Sensitivitätsanalyse des IS für unterschiedliche Kulturen und Pestizide, bei der Variation der aufgeführten Eingabeparameter. Sensitivitäts-Faktoren wurde wie folgt berechnet: (Maximum-Minimum)/Mittelwert. Bei Werten über 1.2 ist die Sensitivität besonders hoch, daher sind diese Werte in rot markiert.

Eingabeparameter	Impact Score (IS) [-]		
	Mais (Atrazin)	Kartoffeln (Mancozeb)	Steinfrüchte (Iprodione)
Boden	2.48	0.00	3.17
Klima	2.39	0.00	1.58
Bewässerung	0.26	0.00	0.57

Eingabeparameter	Impact Score (IS) [-]		
	Mais (Atrazin)	Kartoffeln (Mancozeb)	Steinfrüchte (Iprodione)
Entwicklungsstadium	1.62	0.00	1.20
Monat	0.03	0.00	0.05
Bodenbearbeitung	0.47	0.00	0.00
Makroporenanteil	0.02	0.00	0.00
Pufferzone (ohne Drainage)	0.71	2.43	1.47
Drainage	2.23	0.00	1.66

Gemäss der wissenschaftlichen Begleitgruppe gilt für beide Sensitivitätsanalysen, dass weitere Rechnungen für eine breitere Auswahl von Stoffen und Anwendungsbeispielen zur Beurteilung der Plausibilität beitragen könnten oder Hinweise auf Parameter mit besonders hoher Sensitivität geben könnten. Wie detailliert eine solche Evaluation ausfallen soll, wird auch davon abhängig sein, welche relative Bedeutung dieses Modul in der Gesamtbewertung der Nachhaltigkeit erhält.

Unsicherheiten

Bezüglich der Unsicherheiten gibt es beim PestLCI Modell zwei wichtige Erkenntnisse: Erstens die Unsicherheiten des Modells aufgrund von Modellannahmen und zweitens die Unsicherheiten wegen mangelnder Genauigkeit der Eingabeparameter. Die Unsicherheiten des Modells bezüglich der gewählten Prozesse und deren Berechnungen wurden teilweise bereits im vorherigen Kapitel besprochen. Die Modellierung des Makroporenabflusses, die fehlende Deposition von Emissionen aus der Luft in das Oberflächen-gewässer, die Modellierung der Drainage des Feldes, sowie die fehlenden Emissionen in den Boden sind dabei die wichtigsten Komponenten.

Die Unsicherheiten bei den Eingabeparametern entstehen aufgrund unterschiedlicher Werte in der Literatur (z. B. Dampfdruck, Halbwertszeit im Boden). Halbwertszeiten werden üblicherweise in Feldexperimenten gemessen und anschliessend auf Referenzbedingungen zurück gerechnet. Datenbanken geben die Halbwertszeiten oft für unterschiedliche Temperaturen und Feuchte an, häufig ohne die Bedingungen genau zu spezifizieren. Für diese Eingabeparameter wäre es daher nötig abzuklären, wie sensitiv die Resultate auf deren Variation reagieren. Sensitivitäts-Tests bezüglich der Eigenschaften von PSM konnten im Rahmen dieser Studie noch nicht durchgeführt werden.

Zusätzlich zu den Unsicherheiten der gewählten Parametrisierungsansätze im Modell und in den Eingabeparametern muss auch mit Programmierfehlern (wie in PestLCI festgestellt) gerechnet werden. Als Beispiel kann man den Fehler in der Verdampfungsfunktion aufführen, der erst in der Version 2 des Modells korrigiert wurde.

Auch bei USEtox gibt es die Unterteilung in modellspezifische Unsicherheiten und Unsicherheiten bezüglich der Eingabeparameter. Bezüglich der Unsicherheiten des Modells schätzen Rosenbaum *et al.* (2008), basierend auf einem Vergleich mit anderen Modellen, dass die Genauigkeit der CF für die Süswasser-Toxizität in USEtox zwischen einem Faktor 10 und 100 liegt. Diese Schätzung basiert auf dem „residual error“ (RE) und berücksichtigt keine Unsicherheiten bezüglich der Eingabeparameter. Dieser Unsicherheitsbereich bedeutet jedoch, dass eine Substanz mit einem CF = 100 nicht zwingend toxischer sein muss als eine Substanz mit einem CF = 1 (Nordborg *et al.* 2014). Eine weitere modellbezogene Unsicherheit in USEtox ist auf die Annahme zurückzuführen, dass alle Kompartimente homogen sind und dass sich jede Chemikalie sofort gleichmässig darin verteilt (Rosenbaum *et al.* 2008). Wichtig sind jedoch auch die Unsicherheiten bezüglich der Eingabeparameter. Henderson *et al.* (2011) weisen auf die hohe Ungenauigkeit der Halbwertszeiten in den unterschiedlichen Kompartimenten hin, was zu Datenlücken bei den kompartiment-spezifischen Abbauraten führt. Des Weiteren sind die ökotoxikologischen Effekt-Faktoren mit einigen Unsicherheiten behaftet, da diese auf der Annahme einer linearen Beziehung zwischen Dosis und Effekt basieren. Dies

Annahme trifft jedoch nicht für alle Arten zu, was relativ hohe Unsicherheiten mit sich bringt (Henderson *et al.* 2011). Zudem sind die chronischen Daten zur toxischen Wirkung auf unterschiedliche Spezies mit grossen Unsicherheiten behaftet, da nur wenige chronische Daten aus Experimenten abgeleitet wurden, sondern häufig durch akute Daten approximiert wurden (Rosenbaum *et al.* 2008). Diese Ungenauigkeit führt (u.a.) zur Unterteilung in einstweilige und empfohlene CF.

Zudem dürfte die Tatsache kritisch sein, dass PestLCI und USEtox ihre Daten aus unterschiedlichen Datenbanken beziehen. PestLCI bezieht die Daten primär aus der „Pesticide Property Database“¹⁹ während USEtox hauptsächlich Daten aus EPI Suite²⁰ verwendet (Huijbregts *et al.* 2010a; Dijkman *et al.* 2012).

11.5.3 Transparenz und Reproduzierbarkeit

Das USEtox Modell kann auf der USEtox Website (<http://www.usetox.org/>) gratis herunter geladen werden. Auf dieser Website sind zudem alle wichtigen Informationen erhältlich, inklusive einer Anleitung, einem Benutzerforum, Online-Tutorials und einem öffentlich zugänglichem Handbuch von Huijbregts *et al.* (2010a). Das USEtox Modell wurde in Microsoft Excel® programmiert und ermöglicht es daher, alle Formeln einzeln einzusehen. Die Methode arbeitet mit Matrizen und die Berechnungen sind im Einzelnen relativ komplex aber transparent dokumentiert und daher gut reproduzierbar.

Auch PestLCI ist gratis verfügbar. Informationen zum Modell und dessen Akquirierung sind auf der Website der Technischen Universität von Dänemark zu finden (<http://www.qsa.man.dtu.dk/Research/PhD-projects/LCA-of-GMO-crops/PestLCI>). Um mit dem Modell zu arbeiten, muss eine zusätzliche Software (Analytica von Lumina, <http://www.lumina.com/>) installiert werden. Es kann aber eine kostenlose Version dieser Software – mit leicht eingeschränkten Möglichkeiten – herunter geladen werden. Das PestLCI Modell sowie die zugrunde liegenden Annahmen sind detailliert in der Publikation von Birkved und Hauschild (2006) dokumentiert. Die Modifikationen im Modell (Version PestLCI 2.0) wurden ebenfalls publiziert (Dijkman *et al.* 2012).

Beide Methoden können mit Hilfe des Handbuchs (USEtox) oder der Dokumentation im Programm (PestLCI) selbst installiert und angewendet werden. Bei Unklarheiten kann zudem Kontakt mit dem Modellentwickler (Teunis Dijkman für PestLCI) gesucht werden. Bei Problemen mit USEtox können Fragen im Benutzerforum gestellt werden.

11.5.4 Anwendbarkeit: Kommunizierbarkeit und Praxistauglichkeit

Die Evaluation der Methoden PestLCI und USEtox ergab, dass diese zum jetzigen Zeitpunkt noch nicht routinemässig eingesetzt werden können. Es bedarf bei beiden Methoden noch zusätzlicher Abklärungen, bevor die Methoden praxistauglich sind. Dies hat in erster Linie mit den noch bestehenden Datenlücken zu tun. Bei beiden Modellen müssen noch Pestizide in die Datenbank eingefügt werden. Zudem ist bei der PestLCI Methodik abzuklären, wie die Eingabeparameter Boden- und Klima-Typ zu spezifizieren sind. Je nachdem, ob mit wenigen Bodentypen gearbeitet wird, oder ob die Daten parzellenscharf erhoben werden, ist der Aufwand unterschiedlich gross. Zudem sind gewisse Eingabeparameter relativ schwierig zu erheben (z. B. chronische EC₅₀-Werte) oder fachspezifisches Hintergrundwissen wird vorausgesetzt, um die richtigen Werte zu wählen; Beispiele dafür sind Abbauraten oder Bodendaten. Zusätzlich ist darauf hinzuweisen, dass beide Methoden noch weiterentwickelt (und für gewisse Anwendungen vereinfacht) werden sollten. Im Rahmen weiterer Sensitivitätsanalysen sollte abgeklärt werden, ob Vereinfachungen möglich sind. Diese können beispielsweise zu einer Reduktion der zu erhebenden Daten führen, was die Praxistauglichkeit erhöhen würde. Die Kommunizierbarkeit der Resultate einer Analyse mit der PestLCI Methodik und USEtox Modell ist gegeben, vorausgesetzt werden allerdings gewisse Vorkenntnisse zur Methodik.

11.6 Empfehlung

Die folgende Empfehlung basiert auf internen Abklärungen des Instituts für Nachhaltigkeitswissenschaften der Agroscope INH (z.B. via Sensitivitätsanalysen), zwei internen Workshops mit der wissenschaftlichen Begleitgruppe bestehend aus MitarbeiterInnen der Forschungsgruppe für Pflanzenschutzchemie und Ökotoxikologie der Agroscope IPB sowie auf Empfehlungen aus der Literatur.

¹⁹ <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/index2.htm>

²⁰ <http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm>

Die Analyse des Instituts für Umwelt und Nachhaltigkeit der europäischen Kommission bezüglich der Wirkungsabschätzungs-Methoden zeigt, dass die USEtox Methodik entscheidende Vorteile gegenüber anderen Methoden vorzuweisen hat (EC-JRC-IES 2011). Vorteilhaft wirkt sich aus, dass die Unsicherheiten bei der USEtox Methodik mit einem Faktor 10-100 viel kleiner sind als bei den anderen Methoden, bei denen Unsicherheiten um bis zu 10 Potenzen höher sind (Rosenbaum *et al.* 2008). Des Weiteren wurde die USEtox Methodik gezielt als Konsensus-Methode entwickelt und die zugrundeliegenden Prinzipien des Modells reflektieren somit allgemein anerkannte und akzeptierte Empfehlungen von Experten (EC-JRC-IES 2011).

Die interne Evaluation der Methoden hat ergeben, dass bei beiden Methoden noch Entwicklungsbedarf besteht, um zur breiten Abschätzung der Ökotoxizitätspotenziale von Pestizidanwendungen eingesetzt zu werden. So müssen beispielsweise bei beiden Methoden noch weitere Pestizide hinzugefügt werden, um die in der Schweiz bewilligten Pestizide gemäss PSMV abzudecken. Bei der PestLCI Methodik konnten zudem einige sensitive Eingabeparameter (z. B. Wirkstoff, Kultur und Entwicklungsstadium, Applikationsmethode und -menge) identifiziert werden. Beim Boden- und Klima-Typ fehlt die Evaluation, welche Vereinfachungen möglich sind, um die Boden- und Klimaverhältnisse in der Schweiz genügend abzudecken.

Ergänzend zur weiterführenden Evaluation der beiden Methoden wurden im Jahr 2015 für beide Methoden neue verbesserte Versionen entwickelt. Für eine umfassende Analyse der Wirkungen von Pestizidanwendungen ist die Humantoxizität zu berücksichtigen.

11.7 Schlussfolgerung und Fazit

Im Rahmen dieses Kapitels wurden zwei Methoden diskutiert, welche für die Berechnung der Ökotoxizität von Pestizidanwendungen verwendet werden sollen. Namentlich wurde das PestLCI 2.0 Modell (Sachbilanz) evaluiert, sowie das Wirkungsabschätzungsmodell USEtox 1.01. Die Kombination dieser beiden Methoden wurde bereits in mehreren Studien im Bereich der Ökobilanzierung von Pestiziden angewendet (Nordborg *et al.* 2014; Renaud-Gentié *et al.* 2014; Räsänen *et al.* 2015). Des Weiteren findet derzeit ein intensiver Austausch zwischen Ökobilanz-Forschern statt bezüglich der Ökobilanzierung von Pestiziden (Rosenbaum *et al.* 2015). Im Rahmen dieses Diskurses konnte sich die USEtox Methodik ebenfalls durchsetzen. Die im Rahmen dieses Projektes durchgeführte Sensitivitätsanalyse zeigte, dass folgende Eingabeparameter besonders wichtig sind: der Bodentyp, das Klima, die Kultur inklusive Entwicklungsstadium, die Applikationsmethode und -menge, die Bodenbearbeitung, die Pufferzone sowie die Drainage. Die standortspezifischen Faktoren wie Boden und Klima können je nach Betrieb stark variieren. Es gilt hier also abzuwägen, wie stark man diese beiden Parameter vereinfachen kann ohne die Resultate zu stark zu verfälschen. Auch in der Literatur wird auf die Unsicherheiten und die hohe Sensitivität gewisser Eingabeparameter hingewiesen (Rosenbaum *et al.* 2008; Dijkman *et al.* 2012; Nordborg *et al.* 2014).

Die meisten Annahmen in den beiden Methoden PestLCI und USEtox folgen bekannten Prinzipien im Bereich der Ökotoxikologie und der Pflanzenschutzchemie. Es bestehen jedoch für beide Modelle gewisse kritische Punkte. Trotzdem kann aus den Analysen geschlossen werden, dass insbesondere PestLCI eine deutliche Verbesserung der bisher angewendeten Methoden darstellt, die von der Annahme ausgehen, dass die gesamte Menge der applizierten PSM in den Boden gelangen. Trotz der detaillierten und weitgehend adäquaten Modellierung ist Vorsicht geboten: beide Methoden weisen teilweise grosse Unsicherheiten auf und die Resultate sind deshalb mit Sorgfalt zu beurteilen, insbesondere wenn diese als Bewertungsgrundlage für Landwirtschaftsbetriebe verwendet werden.

Die Modellannahmen von PestLCI und USEtox sind in der Literatur in der Regel nachvollziehbar dargestellt und basieren auf wissenschaftlichen Erkenntnissen. Es handelt sich um abgestützte und international anerkannte Modelle. Somit sind die Modelle für eine Anwendung in der Ökobilanzierung von PSM aus unserer Sicht geeignet.

Bei den Modellen gibt es jedoch noch einige Unsicherheiten und offene Fragen zu klären. Weitere Berechnungen für eine breitere Auswahl von Stoffen und Anwendungsbeispielen könnten zur Beurteilung der Plausibilität beitragen oder Hinweise auf Parameter mit besonders hoher Sensitivität auf die Umweltwirkung geben. Dazu gehören auch Abklärungen bezüglich des Boden-Kompartiments, dem Einbezug neuester Modellentwicklungen oder der Abschätzung der Humantoxizität.

12 Biodiversität

Thomas Walter, Andreas Roesch

12.1 Einleitung

Biodiversität umfasst die Vielfalt der Lebensformen. Dies beinhaltet die Vielfalt der Gene, Arten und Ökosysteme mit ihren Funktionen sowie deren Interaktionen untereinander und mit der nicht lebenden Umwelt. Die Biodiversität ist unsere Lebensgrundlage und ihre Erhaltung ist für die Menschheit nicht nur eine moralische Verpflichtung, sondern eine existenzielle Notwendigkeit. Die Biodiversität hat in den letzten 200 Jahren bedingt durch den Menschen dramatische Einbussen erlitten, und eine Trendwende beim steten Rückgang ist noch nicht geschafft – auch in der Schweiz nicht. Weltweit haben sich, mit wenigen Ausnahmen, die Länder im Rahmen der Biodiversitätskonvention verpflichtet, den Rückgang der Biodiversität zu reduzieren oder, wie die Schweiz, gar zu stoppen (Lachat *et al.* 2010). Der Einbezug der Biodiversität in die Beurteilung menschlicher Aktivitäten bezüglich ihrer Nachhaltigkeit hat in den letzten Jahrzehnten an Bedeutung zugenommen. So wurden in der Schweiz besonders bedrohte Arten und Lebensräume mit dem Bundesgesetz über den Natur- und Heimatschutz (NHG 1966) und den darauf folgenden Verordnungen geschützt. Basierend auf dem Umweltschutzgesetz (USG 1983) werden sie beispielsweise in Umweltverträglichkeitsberichten berücksichtigt. In der Landwirtschaft wird dem Biodiversitätsverlust im Rahmen des ökologischen Ausgleichs seit Anfang der 1990er Jahre entgegengewirkt. In der Schweiz dürfte die Landwirtschaft bis etwa anfangs des 19. Jahrhunderts für die Vielfalt an Lebensräumen und Arten bereichernd gewirkt haben. Viele Arten der natürlichen Lebensräume konnten sich auch auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen etablieren. Mit den grossen Meliorationen und Flusskorrekturen im 19. Jahrhundert wurden die wesentlichen natürlichen Lebensräume (Auen, Auensteppen, Moore) mit ihrer Biodiversität weitgehend zerstört. Ein Teil der Arten konnte noch auf landwirtschaftlich genutzten Flächen überdauern. Mit der Nutzungsintensivierung in der Landwirtschaft und den damit verbundenen Meliorationen seit 1900 verschwanden jedoch bis Anfangs der 1990er Jahre viele Arten (Lachat *et al.* 2010). Die Einführung des ökologischen Ausgleichs und mit ihr die verbesserte Rücksicht auf die Biodiversität in Meliorationen, haben im Talgebiet wieder zu einer moderat positiven Entwicklung geführt (Aviron *et al.* 2005). Die Schweiz hat aber international weiterhin einen der höchsten Anteile an gefährdeten Arten.

Das Ziel dieses Kapitels ist die Prüfung bestehender Methoden zur Beurteilung der Nachhaltigkeitsdimension „Biodiversität“ auf Landwirtschaftsbetrieben in der Schweiz. Dabei sollen die bestehenden Methoden bezüglich Kriterien wie Vollständigkeit, Robustheit und Unsicherheiten, Transparenz und Reproduzierbarkeit sowie der Anwendbarkeit verglichen werden sowie Stärken und Schwächen der Methoden angesprochen und Empfehlungen für Verbesserungen abgegeben werden.

Einen Überblick über international eingesetzte Methoden zur Beurteilung der Nachhaltigkeit geben Singh *et al.* (2009). Darin ist die Biodiversität gemäss United Nations Commission for Sustainable Development (UNCSD) eines von 15 Hauptthemen. Auch Moldan *et al.* (2012) führen Biodiversität als Zielgrösse der Nachhaltigkeit auf. Die in diesen beiden Publikationen beschriebenen Indizes werden in der Regel jedoch für den Vergleich von Ländern verwendet. Sie sind nicht für die Beurteilung von Landwirtschaftsbetrieben geeignet. Die in der Schweiz entwickelten Methoden bleiben unerwähnt. Daraus kann geschlossen werden, dass international noch grosse Wissenslücken in der Bewertung der Biodiversität von Einzelbetrieben bestehen. Die in der Schweiz entwickelten Methoden SALCA-Biodiversität (Jeanneret *et al.* 2009) und das IP-Punktesystem (www.ipsuisse.ch) haben international einen geringen Bekanntheitsgrad oder sind wie etwa in RISE (Grenz *et al.* 2012c) zu knapp dokumentiert, um in wissenschaftlichen Publikationen Eingang zu finden. Im vorliegenden Kapitel werden diese drei Methoden miteinander anhand einer Kriterienliste miteinander verglichen. Bei der Beurteilung wird geprüft, ob die Methoden für die Erfassung der Biodiversität geeignet sind und ob die Wirkungen landwirtschaftlicher Tätigkeiten auf dem Hof in die Bewertung einfließen. Die Beschränkung auf diese drei Methoden hat folgenden Grund: Alle drei Methoden sind geeignet, eine Bewertung auf Betriebsebene durchzuführen und sind bereits in der Praxis eingesetzt worden.

Die Bewertungen und Begründungen wurden von den Methodenentwicklern begutachtet, und zwar von Simon Birrer (Vogelwarte Sempach) für das Punktesystem von IP-SUISSE, von Christian Thalmann (HAFL) für RISE und Philippe Jeanneret (Agroscope) für SALCA.

12.2 Relevanz des Themas für die Nachhaltigkeit

Stellen Sie sich vor, dass ausser dem Menschen kein anderes Lebewesen existieren würde. Das ist unvorstellbar und unmöglich, da der Mensch ohne andere Lebewesen nicht überlebensfähig ist. Selbst wenn wir uns rein synthetisch ernähren würden, könnten wir ohne andere Organismen nicht lange überleben. Deshalb ist es für die Menschheit von höchster Bedeutung, den Nutzen der Biodiversität zu schätzen und uns auch für vordergründig wenig nützlichen Formen der Biodiversität einzusetzen. Noch vor wenigen Jahrzehnten wurden Moore als „unnützes Ödland“ eingeschätzt; heute erkennt man deren grosse Bedeutung als Kohlenstoffspeicher. Zudem sind wir eine evolutiv junge Art, die sich in der vormaligen Vielfalt entwickeln konnte. Wir können kaum abschätzen, wie unser Wohlstand durch eine weitere Abnahme der Biodiversität beeinflusst wird.

Im Folgenden werden einige weitere Argumente aufgeführt, welche zeigen, wie wichtig es ist, die Biodiversität auf Landwirtschaftsbetrieben zu erhalten und zu fördern.

- **Nutzungspotenzial:** Gemäss www.bdn.ch haben in der Schweiz 83 % der Pflanzenarten ein Nutzungspotenzial für den Menschen.
- **Direkte Nahrungsquelle:** Die Sicherung der Welternährung stellt für den Menschen den wichtigsten direkten Gebrauchswert der Biodiversität dar (BAFU und BLW 2008). Allein aus dem Pflanzenreich mit weltweit über 300 000 Arten werden zwischen 30 000-80 000 als essbar eingeschätzt. Rund 7 000 Arten wurden im Verlaufe der menschlichen Geschichte als Nahrung genutzt, 120-150 Arten wurden bislang im grösseren Umfang kultiviert (Myers *et al.* 2000; Schauer 2002; BLW 2008). Sowohl die pflanzliche als auch die tierische Vielfalt ist Voraussetzung für Selektion und Züchtung und hat damit die Ernährung der zunehmenden Bevölkerung erst ermöglicht (Diamond 2002). Die Agrobiodiversität ist daher für den Menschen die Quelle einer vielseitigen und gesunden Ernährung.
- **Indirekte Nahrungsquelle:** In der Schweiz kommen auf einer einzelnen Wiese oder Weide etwa 5 bis 70 Pflanzenarten vor. Für die ganze Schweiz ordnet die Flora Indicativa (Landolt und Bäumler 2010) basierend auf der Roten Liste von Moser *et al.* (2002) 74 Pflanzen den Fettwiesen, 357 Arten den Trockenwiesen und 614 Arten den Gebirgsrasen zu. Insgesamt werden also gegen 1000 Pflanzenarten von unseren Nutztieren verzehrt und uns als hochwertige Milchprodukte und Fleisch erschlossen.
- **Medizin:** Weltweit werden mehr als 50 000 Pflanzenarten als Medizinalpflanzen bezeichnet (Schippmann *et al.* 2002). In der Schweiz sind es über 150 Arten (Ellenberg 2015, pers. Mitteilung). Davon werden rund 50 Arten in der schweizerischen Landwirtschaft kultiviert. Die Nationale Datenbank Schweiz zur Erhaltung der Pflanzengenetischen Ressourcen führt 111 zu erhaltende Sorten an Medizinal- und Aromapflanzen auf (www.bdn.ch). Viele medizinisch wirksame Stoffe sind auch aus Pilzen oder giftigen Tierarten bekannt.
- **Rohstoff:** Viele Arten sind Rohstoffe wie beispielsweise verschiedenen Holzarten, Baumwolle, Ratan oder Bambus. Bekannte Rohstoffe aus dem Tierreich sind etwa Wolle, Daunen und Leder.
- **Versicherung:** Biodiversität bildet die Rückversicherung für die Zukunft (BLW 2008). Beispielsweise können in Zukunft Krankheiten auftreten oder die Produktionsbedingungen in der Landwirtschaft ändern sich derart, dass der Mensch auf Arten oder genetische Ressourcen angewiesen sein wird, deren Nutzen wir heute noch gar nicht kennen.
- **Funktionen:** Viele Ökosystemdienstleistungen wie die Regulierung des Wasserhaushaltes, die Schaffung von sauberem Trinkwasser, die Bildung von fruchtbaren Böden, die Stabilisierung von Hängen im Berggebiet, die Bestäubung unserer Kulturpflanzen oder die natürliche Schädlingsbekämpfung in der Land- und Forstwirtschaft sind unentbehrlich. Der Wert all dieser Leistungen, welche ohne Biodiversität fehlen würden, ist kaum zu beziffern respektive mit Geld aufzuwiegen. Trotzdem haben Ökonomen versucht, eine grobe Abschätzung zu erarbeiten. So etwa Costanza *et al.* (1998), welche den Wert dieser Leistungen auf 33 000 Milliarden Dollar jährlich schätzen.

- **Wirkungen der Landwirtschaft auf andere Produktionssysteme:** Vor allem die landwirtschaftlich bedingten Gewässerverschmutzungen sind von hoher Relevanz. Sie sind auch heute noch in der Schweiz eine der Hauptursachen für Fischsterben.

Trotz der hohen Relevanz wird auch heute noch die Biodiversität bei der Bewertung der Nachhaltigkeit von Landwirtschaftsbetrieben nicht immer berücksichtigt. In der Schweiz setzt der ökologische Leistungsnachweis, welcher 7 % Biodiversitätsförderflächen (BFF) auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche (3.5 % bei Spezialkulturen) fordert, einen Basiswert, welcher von fast allen Betrieben erfüllt wird.

12.3 Überblick

Im Folgenden werden die drei Biodiversitäts-Bewertungssysteme für die Nachhaltigkeit von Landwirtschaftsbetrieben beschrieben.

12.3.1 Biodiversitäts-Punktesystem der IP-SUISSE

Das Punktesystem wurde durch die Vogelwarte und dem FiBL gemeinsam im Projekt "Mit Vielfalt punkten" entwickelt und von der IP-SUISSE (in leicht veränderter Form) übernommen. In diesem Punktesystem werden die Nutzungstypen, alle BFF-Typen inklusive ihre Qualität nach DZV, ihre Grösse und Verteilung, ihre Strukturvielfalt, biodiversitätsfördernde Massnahmen auf Acker- und Grünflächen, Waldrandaufwertungen, seltene Nutztierassen und Pflanzensorten, Zielarten sowie Massnahmen zum Ressourcenschutz mit einem Punktesystem bewertet. Das Punktesystem wurde 2008 eingeführt. Produkte von Betrieben, welche total mindestens 17 und im Bereich Biodiversität 15 Punkte erreichen, werden von der MIGROS unter dem Label „Terra Suisse“ verkauft. Das Programm zur Berechnung der Punktzahl ist online verfügbar und für alle User kostenlos nutzbar (www.ipsuisse.ch). In der aktuellen Form kann es nur für Schweizer Betriebe eingesetzt werden.

12.3.2 SALCA

SALCA (Swiss Agricultural Life Cycle Assessment) ist eine Methode zur Beurteilung der Wirkung landwirtschaftlicher Aktivitäten auf die Biodiversität für Ökobilanzen (SALCA-Biodiversität) (Jeanneret *et al.* 2009; Jeanneret *et al.* 2014). SALCA-Biodiversität basiert auf wissenschaftlichen Kenntnissen und Meinungen von Experten. Für die Benotung und Gewichtung der Wirkung landwirtschaftlicher Aktivitäten auf 11 Artengruppen (Wiesen- und Gehölzflora, Ackerbegleitflora, Vögel, kleine Säugetiere, Amphibien, Schnecken, Spinnen, Laufkäfer, Tagfalter, Heuschrecken sowie Bienen und Hummeln) wurden ca. 2000 Publikationen und zu jeder Organismengruppe Expertenmeinungen einbezogen. Das Modell ist in der Lage, für eine beliebig grosse landwirtschaftlich genutzte Fläche in der Schweiz einen Index zu berechnen – also auch für einen Gesamtbetrieb. Die Berechnung des SALCA-Biodiversitätsindex eines Betriebes kann detaillierte Angaben zur Art der Landnutzung (inklusive BFF), der Nutzungsintensität, zum Einsatz von Hilfsstoffen und der Erntetechnik sowie von Pflegemassnahmen auf den verschiedenen Parzellen berücksichtigen. Der Index lässt sich aber auch berechnen, wenn weniger detaillierte Inputdaten zur Verfügung stehen. Das Modell benötigt zur Erhebung der Inputdaten keine Felderhebungen zur Abschätzung direkter Biodiversitätsindikatoren wie etwa der Ziel- und Leitarten gemäss Umweltzielen Landwirtschaft (BAFU und BLW 2008). Die Berechnungen erfolgen durch einer Computer-Anwendung in Excel, welche als Input ein Massnahmen-Inventar verlangt. Die Methode wurde primär für die Forschung entwickelt. Der Biodiversitätsindex nach SALCA ist in der aktuellen Form für Mitteleuropa anwendbar.

12.3.3 RISE

Eine erste Version von RISE (*Response-Inducing Sustainability Evaluation*) wurde 1999 auf Anstoss eines brasilianischen Agrarunternehmers an der Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften (HAFL) entwickelt (Grenz *et al.* 2012a). Eine erste Weiterentwicklung wurde 2004 lanciert, eine zweite folgte 2012. Die verschiedenen Versionen von RISE wurden bis 2010 in 30 Ländern auf über 800 Betrieben eingesetzt. In RISE wird Biodiversität indirekt über die Vielfalt der wilden und genutzten Pflanzen und Tiere auf dem Betrieb und die ökologische Qualität der Landschaft bewertet. Beispiele für indirekte Parameter sind der Anteil ökologisch-landeskultureller Flächen (Gehölze, Hecken, Wegraine usw.), die Teilnahme an Agrar-

Umweltprogrammen, die Anzahl der Kulturarten, -sorten und Tierrassen, die Pflege von Mischkulturen, die Förderung regionaltypischer Rassen und Sorten, und die Parzellengrösse (Christen und O'Halloran-Wietholtz 2002; Oppermann 2003b; Breitschuh *et al.* 2008; Pretty *et al.* 2008; Vilain 2008). Diese Parameter werden teils auf Betriebsebene, teils auch grossräumig in der Landschaft, in welcher der Betrieb steht, erfasst. Ebenfalls als indirekter biodiversitätsrelevanter Parameter ist der Umgang mit Pflanzenschutzmitteln einzuordnen. In der aktuellen Modellversion werden gemäss Grenz *et al.* (2012a) zur Beurteilung der Biodiversität sowie des Pflanzenschutzes folgende Aspekte berücksichtigt: Pflanzenschutzmanagement, ökologische Vorrangflächen, Intensität der landwirtschaftlichen Produktion, Landschaftsqualität sowie die Vielfalt der Agrarproduktion. RISE orientiert sich an Zielwerten, welche aus nationalen und internationalen Standards abgeleitet werden, wie beispielsweise einem Anteil an naturnahen Flächen von 17 %, dem in RISE die maximale Punktzahl von 100 zugeordnet wird. Der von RISE berechnete Biodiversitätsindex wird weltweit angewendet.

12.4 Beschreibung der Indikatoren

Im Folgenden werden die Inputdaten aufgelistet, welche zur Berechnung der Biodiversitäts-Indizes der analysierten Methoden benötigt werden.

12.4.1 Betriebsdaten

Allgemeine Strukturdaten der Betriebe wie etwa die Flächen der landwirtschaftlichen Kulturen, Wiesen und Weiden sowie die Grösse der Tierbestände werden in der Schweiz vom Landwirt im sogenannten Betriebsspiegel aufgeführt. Diese können in der Regel ohne grossen Zeitaufwand in Nachhaltigkeitsbeurteilungen einbezogen werden. Da die Nutzungsintensität und die Biodiversität korrelieren, erlauben solche Daten eine erste grobe Einschätzung der erwarteten Biodiversität. Biodiversitätsförderflächen werden in diesem Bericht unter dem Aspekt „Lebensraumvielfalt“ und „Artenvielfalt“ behandelt. Die drei Methoden verwenden folgende Inputdaten:

- **IP-SUISSE:** Landwirtschaftliche Nutzfläche, Fläche des Dauergrünlandes inkl. extensives Grünland, offene Ackerfläche, Fläche der Kunstwiese, Ackerfläche, Fläche Streuwiesen, Fläche der Dauerkulturen, übrige Flächen, Fläche in der Tal- und Hügelzone, in der Bergzone I – II sowie Bergzone III – IV, Anzahl der DGVE. Diese Daten können in der Regel dem Betriebsspiegel entnommen werden.
- **SALCA-Biodiversität:** Detaillierte Aufnahme der Bewirtschaftungs-Aktivitäten auf allen Parzellen inklusive der eingesetzten Dünger, PSM und weiterer Hilfsstoffe. Dies bedingt in der Regel eine direkte Befragung der Bewirtschafter(innen).
- **RISE:** Fläche der verschiedenen Kulturen, LN und anderer Flächen (Hofraum, Wald, übrige Flächen), Fläche mit hoher Qualität für Biodiversität (BFF Qualitätsstufe I und II, u.ä.), eingesetzte Futter-, Düngemittel und Pflanzenschutzmittel, Anzahl Kulturen in Fruchtfolgen, Anzahl Tiere pro Nutztierart (anwesende und abwesende).

12.4.2 Genetische Vielfalt, Vielfalt Nutzierrassen, Kulturpflanzenarten

Unter diesem Aspekt wird die Erhaltung seltener Rassen und Sorten auf einem Betrieb berücksichtigt. In der Schweiz engagieren sich beispielsweise ProSpecieRara und Fructus für den Fortbestand solcher Arten und Sorten. Sehr wichtig sind auch die verschiedenen Mikroorganismen, welche beispielsweise bei der Herstellung von Milchprodukten wie etwa Käse oder Joghurt auf Betrieben nützlich sind. Dieser Aspekt der Biodiversität wird heute noch nicht berücksichtigt. Die drei analysierten Methoden berücksichtigen die folgenden Aspekte der genetischen Vielfalt:

- **IP-SUISSE:** Anzahl Tierrassen gemäss Liste ProSpecieRara, Nutzpflanzen-Arten gemäss ProSpecieRara, Bäume gemäss Fructus.
- **SALCA-Biodiversität:** Dieser Aspekt bleibt unberücksichtigt.
- **RISE:** Anzahl der alten, gefährdeten Sorten Kulturpflanzenarten und seltenen Tierrassen; Bienenhaltung.

12.4.3 Artenvielfalt

Unter diesem Aspekt wird die Vielfalt der auf dem Betrieb und der Betriebsfläche nachgewiesenen wild lebender Organismenarten sowie die Wirkung der landwirtschaftlichen Aktivitäten auf diese Arten beurteilt. Auf landwirtschaftlich genutzten Flächen gilt es insbesondere, die Ziel- und Leitarten Landwirtschaft zu fördern (BAFU und BLW 2008). Der Aspekt wird in den drei Methoden wie folgt berücksichtigt:

- **IP-SUISSE:** Es werden Punkte für die Zielartenförderung und Biodiversitätsförderflächen (BFF) mit Qualität (basierend auf Gefässpflanzen-Arten) vergeben.
- **SALCA-Biodiversität:** Die Methode berücksichtigt die potenzielle Wirkung landwirtschaftlicher Aktivitäten auf 11 Organismengruppen (Grasland- und Gehölzflora, Segetalflora, Vögel, Säugetiere, Amphibien, Landschnecken, Spinnen, Laufkäfer, Tagfalter, Heuschrecken, Bienen und Hummeln). Die Bedeutung dieser Artengruppen für die Erhaltung und Förderung der Biodiversität unter Berücksichtigung der Nahrungskette wurde durch Experten gewichtet und zu einem Wert aggregiert.
- **RISE:** Die Beurteilung erfolgt indirekt über ökologische Vorrangflächen unter Berücksichtigung der Qualitätsstufen von BFF (basierend auf Gefässpflanzen-Arten). Die Wirkung landwirtschaftlicher Aktivitäten auf Arten wird durch einen Intensitätsindikator beurteilt, der später unter dem Begriff „Nutzungsintensität“ beschrieben wird.

12.4.4 Lebensraum-Vielfalt

Unter diesem Aspekt wird die Vielfalt der verschiedenen Lebensraumtypen beurteilt. Dabei sind vor allem die gemäss BAFU und BLW (2008) förderungswürdigen Lebensraumtypen bei einer Nachhaltigkeitsbeurteilung höher zu gewichten. Diese Förderung erfolgt in der Schweiz über die BFF. Kürzlich ist eine „Rote Liste“ der Lebensräume der Schweiz erschienen. Diese muss ebenfalls in die Bewertung integriert werden. Die drei Methoden berücksichtigen Lebensräume wie folgt:

- **IP-SUISSE:** Fläche und Qualität der BFF-Typen (14 Typen gemäss DZV), extensive/wenig intensive Wiesen in Hochstammobstgärten, unterschiedliche Nutzungstypen.
- **SALCA-Biodiversität:** Es werden 13 BFF-Typen nach DZV vor 2014, Naturschutzflächen und landwirtschaftliche Nutzungstypen benotet.
- **RISE:** Der Anteil ökologischer Vorrangflächen wird mit einer Bewertungsfunktion beurteilt. Solche Vorrangflächen sind beispielsweise ökologisch-landeskulturelle Flächen (Gehölze, Hecken, Wegraine usw.), BFF gemäss Agrarumweltprogrammen, Nutzflächen mit hohem ökologischem Wert gemäss Schutzstatus einer Fläche (Naturschutzverträge), in Öko-Programmen integrierte Flächen (CH: ÖQV-Q20, IPS21: Flächen mit Projektqualität), oder Flächen, die aufgrund von Vergleichen mit Referenzfotos als wertvoll eingestuft werden.

12.4.5 Lebensraumvernetzung

Die Lebensraumvernetzung dient der Erhaltung und Förderung von wildlebenden Tier- und Pflanzenarten. Sie soll den Austausch von Individuen zwischen Teilpopulationen dieser Arten ermöglichen sowie die Ausbreitungsfähigkeit und natürliche Wiederbesiedlung stärken und damit das Aussterberisiko der Arten verringern. Mit Vernetzungsprojekten sollen Zielarten speziell gefördert werden. Vernetzungsprojekte beinhalten entsprechend angepasste Massnahmen wie etwa der Aufwertung von Waldrändern. Die Vernetzung wird in den drei Methoden wie folgt berücksichtigt:

- **IP-SUISSE:** Es werden Punkte für aufgewertete Waldränder (Länge) und Zielarten vergeben.
- **SALCA-Biodiversität:** Die Teilnahme an einem Vernetzungsprojekt wird benotet.
- **RISE:** Es wird bewertet, wie eng die ökologisch wertvollen Strukturelemente in der Landschaft miteinander vernetzt sind, und wie sich der Anteil solcher Elemente in den letzten zehn Jahren entwickelt hat. Als Mass dient der Anteil der Betriebsfläche in weniger als 50 Meter Entfernung von einem ökologisch wertvollen Habitat.

12.4.6 Vielfalt landwirtschaftliche Kulturen

Unter diesem Aspekt wird die Vielfalt der landwirtschaftlichen Kulturen, welche nicht ausschliesslich auf die Förderung der Biodiversität ausgerichtet ist, beurteilt. Sie ergibt sich aus der Produktionsvielfalt eines Betriebes. In den drei Methoden wird diese wie folgt berücksichtigt:

- **IP-SUISSE:** Punktevergabe für die Anzahl Nutzungspartellen und Nutzungstypen (Ackerkulturen, Mähwiesen, Weiden, Obstbau, Hochstamm-Obstbau, Rebbau, Gemüsebau andere Spezialkulturen, Streuflächen).
- **SALCA-Biodiversität:** Bewertet wird die Anzahl der Acker-Kulturen und Zwischenfutter in der Fruchtfolge. Benotet werden Sommergetreide, Wintergetreide, Mais, Kartoffeln, Ansaatwiesen, Zucker/Futtermülsen, Körnerleguminosen, Ölfrüchte, Zwischenfutter, Gründüngung, Ränder (nicht ÖAF), wenig produktive Dauerwiesen, mittelproduktive Dauerwiesen, hochproduktive Dauerwiesen, wenig produktive Weiden (z.B. ÖAF-Typ 2), mittelproduktive Weiden und hochproduktive Weiden.
- **RISE:** Beurteilt wird die Zahl der in nennenswertem Umfang (>8 %) vorhandenen Landnutzungstypen, die Anzahl Glieder der Fruchtfolge, sowie die Kulturpflanzenarten und Tierrassen.

12.4.7 Potenziell natürlicher Lebensraum

Der potenziell natürliche Lebensraum ist der Lebensraum, welcher an einem Standort ohne Einwirkung des Menschen bestehen würde. Solche Lebensräume haben bei der Biodiversitätsförderung höchste Priorität, da diese in der Schweiz und weltweit akut gefährdet sind. Beispiele dafür sind Primärwälder, Hochmoore und Auen. Landwirtschaft ist eine Hauptursache für ihre Gefährdung.

- **IP-SUISSE:** Dieser Aspekt ist nicht berücksichtigt.
- **SALCA-Biodiversität:** Dieser Aspekt bleibt unberücksichtigt.
- **RISE:** Fläche des gerodeten Waldes während der letzten 20 Jahre. Diese Information wird aber nicht für die Berechnung des Biodiversitätsindex verwendet, sondern fliesst in die Berechnung der Treibhausgasbilanz ein.

12.4.8 Pflanzenschutz und -behandlungsmittel (PBM)

Der Einsatz von PBM beeinträchtigt die wildlebende Biodiversität. Deshalb werden die drei Methoden bezüglich des Einbezuges von „PBM-Inputdaten“ beurteilt.

- **IP-SUISSE:** basiert auf den Richtlinien der IP-SUISSE bezüglich des Umgangs mit PBM, welche für eine Bewertung durch das Punktesystem eine notwendige Bedingung darstellen. Die Richtlinien werden regelmässig aktualisiert und sind kulturspezifisch z.B. für Mais (IP-SUISSE, 2015a), Raps (IP-SUISSE 2015b), Mostobst (IP-SUISSE 2014) oder Getreide (IP-SUISSE, 2015c). Zusätzlich berücksichtigte Parameter im Punktesystem sind: Fläche mit Verzicht auf Halmverkürzer, Insektizide, Fungizide (Extenso) und Herbizide im Ackerbau.
- **SALCA-Biodiversität:** Die Methode bewertet die detaillierten Aufnahmen von Menge, Häufigkeit, Anwendungs-Zeitpunkt von Fungiziden, Insektiziden, der Mäuse- und Schneckenregulierung (Fallen, Köder, Vergasung), Schneckenregulierung, Schneckenkörner und Unkrautregulierung (Herbizid, Einzelstockbehandlung, Reinigungsschnitt, thermisch).
- **RISE:** RISE berücksichtigt den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln und das Management nach den Grundsätzen des integrierten Pflanzenschutzes, welches die natürliche Regulation im Agrarökosystem maximiert, um externe Steuerungseingriffe und den Einsatz von PSM zu minimieren. Als Messgrössen für die Indikatorberechnung werden Resistenzprobleme, GVO-Bestimmungen, Teilnahme an Biodiversitäts-Förderprogrammen, Fruchtfolgen-Optimierung, Berücksichtigung von Schadschwellen sowie der Toxizitäts- und der Persistenzindex der verwendeten Pestizide berücksichtigt.

12.4.9 Düngereinsatz

Je nach Nährstoffgehalt der Böden ergeben sich unterschiedliche Pflanzen- und Tiergemeinschaften. Zudem beeinflusst auch die Art und der Zeitpunkt der Düngung die Biodiversität.

- **IP-SUISSE:** Das Punktesystem berücksichtigt die Düngung nicht.
- **SALCA-Biodiversität:** SALCA bewertet 25 verschiedene Düngungstypen (Menge und Zeitpunkt).
- **RISE:** RISE beurteilt das Biodiversitätspotenzial als Funktion der totalen Stickstoffmenge.

12.4.10 Bewässerung

Die Bewässerung wird in den drei Modellen wie folgt berücksichtigt:

- **IP-SUISSE:** unberücksichtigt.
- **SALCA-Biodiversität:** SALCA bewertet qualitativ die Bewässerung in Ackerkulturen.
- **RISE:** Die Wassernutzung wird als separater Indikator erfasst, es wird aber kein Bezug zur Biodiversität erstellt.

12.4.11 Nutzungsintensität, Bewirtschaftungstechnik

Die Biodiversität nimmt in der Regel mit zunehmender Nutzungsintensität ab. Die Streuung ist jedoch gross. Zusammenhänge zwischen der Bewirtschaftungstechnik und der Biodiversität wurden in den letzten Jahren vor allem in Graslandsystemen analysiert. Im Folgenden wird beurteilt, wie diese Erkenntnisse berücksichtigt sind.

- **IP-SUISSE:** Das Punktesystem bewertet folgende Aspekte: Anzahl der DGVE, Betriebsfläche, biodiversitätsfördernde Techniken im Ackerbau (z. B. Kleinflächen / Patches von Getreide, Raps, Sonnenblumen oder Mais), Weitsaat im Getreide (2 Reihen ungedrillt), Anbau von Sommergetreide, überwinternde Gründüngung bis 14. Februar, Mais mit Klee / Gras-Untersaat oder Maiswiese, Klee / Gras-Untersaat im Getreide, Buntbrachenmanagement (Umbruch von jährlich ein Viertel der Fläche), biodiversitätsfördernde Techniken im Grünland, Einsatz von Balkenmähern, Verzicht auf Mähauflbereiter, gestaffelte Wiesennutzung (Vereinbarung mit Kanton) und Verzicht auf Silage.
- **SALCA-Biodiversität:** Die Methode bewertet die detaillierten Angaben zu Kulturen, Nutzungstechniken (z. B. Mähetechnik, Grossballensilage, Besatzdichte, Tierart, Bodenbearbeitung) und Nutzungszeitpunkten auf Acker- und Grünland.
- **RISE:** Der Parameter Intensität der landwirtschaftlichen Produktion wird anhand der Düngungsintensität, PSM-Intensität (Anzahl Applikation, Toxizität und Persistenz), Besatzdichte in GVE/ha sowie der Auswirkungen der Bewirtschaftungstechnik auf die Biodiversität abgeschätzt. Letztere lehnen sich am IP-Punktesystem an und beinhalten Untersaat im Getreide und Mais, tierschonende Schnitttechniken (Hand, Sense, Mähbalken statt Kreiselmäher), Verzicht auf Mähauflbereiter, gestaffelte Wiesennutzung, später Schnitt (nach der Hauptblüte), Verzicht auf Silage.

12.4.12 Funktionelle Aspekte

Funktionelle Aspekte der Biodiversität werden in jüngster Zeit vermehrt erforscht. Darunter versteht man beispielsweise die Bestäubungsfunktion oder die natürliche Schädlingsregulation von Organismengemeinschaften, aber auch die Bodenfruchtbarkeit oder die Wasserretentionsfähigkeit von Lebensräumen. In diesem Bericht wird nur der Einbezug der Bestäubungsfunktion verglichen.

- **IP-SUISSE:** je nach Anzahl auf dem Hof gehaltener Bienenvölker werden Zusatzpunkte vergeben
- **SALCA-Biodiversität:** In SALCA wird die Wirkung von Bewirtschaftungs-Massnahmen auf Wildbienen, Spinnen, Laufkäfer und Vögel abgeschätzt und gewichtet.
- **RISE:** Es wird geprüft, ob Bienenvölker gehalten werden. Dies wird im Indikator Vielfalt der landwirtschaftlichen Produktion berücksichtigt.

12.5 Evaluation der Indikatoren

Die Methoden werden in diesem Kapitel bezüglich verschiedener Kriterien in einer Skala von 0 bis 10 benotet. Es wurden keine klaren Grenzwerte für die einzelnen Noten aufgestellt und die einzelnen Kriterien werden alle gleich hoch gewichtet.

Im Folgenden werden folgende Abkürzungen verwendet: „IP-SUISSE“ für das Punktesystem der IP-SUISSE und „SALCA“ die SALCA-Biodiversität Methode.

12.5.1 Vollständigkeit („completeness of scope“)

Bei einer Beurteilung der Biodiversität ist es nicht möglich alle Aspekte zu erfassen. Entsprechend kann ein Nachhaltigkeitsindikator „Biodiversität“ niemals „vollständig“ sein. Die oben beschriebenen Methoden können daher lediglich relativ zueinander verglichen werden. Eine Abschätzung der Vollständigkeit ist in Tabelle 60 gegeben.

Tabelle 60: Relative Beurteilung der Vollständigkeit bezüglich berücksichtigter Variablen zur Beurteilung der Biodiversität in drei Bewertungsmethoden. 0 schlechteste Note, 10 beste Note.

Vollständigkeit Kriterien	Bewertung		
	IP-SUISSE	SALCA	RISE
Betriebsdaten	9	10	7
Genetische Vielfalt	7	0	7
Artenvielfalt	7	4	3
Lebensraum-Vielfalt	8	8	6
Lebensraumvernetzung	5	5	6
Vielfalt landwirtschaftliche Kulturen	6	9	6
Potenziell natürlicher Lebensraum	0	0	2
Pflanzenschutz und -behandlungsmittel	5	10	8
Düngereinsatz	0	10	5
Bewässerung	0	3	0
Nutzungsintensität, Bewirtschaftungstechnik	8	10	8
Funktionelle Aspekte	2	4	2
Zugekaufte biodiversitätsrelevante Mittel (z.B. Kraftfutter, Wirkung auf der Produktionsfläche)	0	0	0

Im Folgenden werden die in Tabelle 60 vergebenen Punktzahlen kurz begründet.

- **Betriebsdaten:** Bei der IP-SUISSE-Methode und SALCA werden vollständige Betriebsdaten erhoben, bei RISE in etwas geringerem Umfang.
- **Genetische Vielfalt:** IP-SUISSE und RISE berücksichtigen seltene Kulturpflanzen-Sorten und Nutztier-Rassen, SALCA hingegen nicht. Keine der Methoden berücksichtigt die in situ Erhaltung von Futtergras-Sorten respektive von Wiesen und Weiden, welche als Spenderflächen gehalten werden oder dafür genutzt werden könnten.
- **Artenvielfalt:** Keine der Methoden sieht für die Beurteilung von Arten Felderhebungen vor. Einzig die IP-SUISSE-Methode honoriert die Präsenz von Zielarten. In SALCA wird die Wirkung von landwirtschaftlichen Aktivitäten auf elf Organismengruppen nach einer Einschätzung durch Experten und Literaturhinweisen in die Wertung einbezogen und gewichtet. Bei RISE fehlt eine solche Gewichtung. Alle drei Methoden schliessen von der Förderung der BFF auf die Förderung von Arten.
- **Lebensraum-Vielfalt:** Alle drei Methoden berücksichtigen die gemäss Agrarumweltprogrammen ökologisch wertvollen Lebensräume. RISE zeigt im Vergleich zu den anderen beiden Methoden eine weniger differenzierte Beurteilung der verschiedenen Lebensraumtypen und Qualitäten. Eine detailliertere Feldkartierung erfolgt jedoch bei keiner der drei Methoden.

- **Lebensraumvernetzung:** Grundsätzlich erfolgt eine Lebensraumvernetzung im Hinblick auf die Förderung bestimmter Arten. In der Schweiz sind dies zumeist Ziel- und Leitarten gemäss den Umweltzielen Landwirtschaft. IP-SUISSE honoriert Zielarten und Waldrandaufwertungen sowie die Schaffung von biodiversitätsfördernden Strukturen. Diese sind in der Regel in Vernetzungsprojekte eingebunden. Die Teilnahme an Vernetzungsprojekten wird aber nicht direkt honoriert. SALCA berücksichtigt die Teilnahme des Betriebes an Vernetzungsprojekten gemäss DZV. RISE identifiziert Defiziträume in der Landschaft bzgl. Strukturelementen und berücksichtigt zusätzlich die Entwicklung des Lebensraumverbundes der letzten Jahre auf dem Betrieb.
- **Vielfalt landwirtschaftlicher Kulturen:** Die Vielfalt der landwirtschaftlichen Kulturen wird in allen drei Methoden weitgehend vollständig erhoben. Dabei ist allerdings der Detaillierungsgrad in SALCA höher als in den beiden anderen Methoden. Die Spezialkulturen fehlen jedoch auch in SALCA.
- **Potenziell natürlicher Lebensraum:** Der potenziell natürliche Lebensraum ist der Lebensraum wie er ohne menschliche Aktivität bestehen würde. Dieser Aspekt wird einzig in RISE angesprochen, wenn Primärwald zwecks landwirtschaftlicher Nutzung gerodet wird. Dieser Aspekt fliesst allerdings nicht in die Biodiversitätsbewertung ein, sondern wird zur Berechnung der Treibhausgasbilanz verwendet. Es ist jedoch nicht ersichtlich inwieweit dieser Aspekt später in die Wertung einfliesst. Es ist schwierig dieses Kriterium für eine Ökobilanzierung oder ein LCA in die Bewertung aufzunehmen, da der Zeitpunkt der Umnutzung eines natürlichen Lebensraumes für die landwirtschaftliche Produktion die Schlüsselrolle spielt. Die Umwandlung von natürlichen Flächen in landwirtschaftlich genutzte Flächen ist jedoch weltweit weiterhin die Hauptgefährdungsursache.
- **Pflanzenschutz und –behandlungsmittel:** Dieser Aspekt wird in allen drei Methoden gut bis sehr gut berücksichtigt, wobei SALCA die verschiedenen Pflanzenschutzmethoden am stärksten und die IP-SUISSE-Methode am wenigsten differenziert.
- **Düngereinsatz:** In SALCA wird die Düngung und ihre Wirkung auf die Biodiversität sehr differenziert berücksichtigt, in RISE nur die Stickstoffapplikation. Im System der IP-SUISSE bleibt die Düngung unberücksichtigt.
- **Bewässerung:** Die Wirkung der Bewässerung auf die Biodiversität wird lediglich bei SALCA berücksichtigt. Der Aspekt der Nutzung von Wasserressourcen wird in SALCA und RISE in separaten Indikatoren erfasst.
- **Nutzungsintensität, Bewirtschaftungstechnik:** Alle Methoden behandeln diesen Aspekt sehr umfassend, wobei die Differenzierung bezüglich Schnitthäufigkeit oder Beweidungsintensität in SALCA am höchsten ist. Keine Methode nutzt einen wissenschaftlich anerkannten Index für „Land Use Intensity“ (LUI), in welchem aus den verschiedenen Bewirtschaftungsmassnahmen und externen Inputs ein Gesamtindex berechnet wird (z.B. Herzog *et al.* (2006)). In RISE wird ein solcher Index berechnet – er ist jedoch wissenschaftlich nicht publiziert.
- **Funktionelle Biodiversität:** In den drei Methoden wird einzig über die Berücksichtigung der Honigbienen die Bestäuberfunktion marginal berücksichtigt. Andere Funktionen der Biodiversität wie etwa Bodenfruchtbarkeit, Schadstofffilterung oder Kohlenstoffspeicherung sind in diesem Teilindikator nicht berücksichtigt. Es muss an dieser Stelle darauf hingewiesen werden, dass SALCA und RISE die Aspekte Bodenfruchtbarkeit und Wasser in anderen Umweltwirkungen berücksichtigen.

12.5.2 Bewertung der Robustheit und Unsicherheiten

Der Aspekt der Robustheit wird hier dadurch thematisiert, wie stark der Indikator auf Änderungen der Inputdaten reagiert. Da im Rahmen dieses Projektes aber keine Analysen zur Sensitivität der verschiedenen Methoden vorgenommen werden konnten, befragten wir direkt die Methodenentwickler, ob Studien zu diesem Thema durchgeführt worden sind. Generell kann vermutet werden, dass ein Indikator, der aus wenigen Teilindikatoren besteht, tendenziell stärker auf Veränderungen reagiert, die Biodiversität aber weniger umfassend abbildet. Zudem wurde die Zuverlässigkeit der Datenquellen zur Bereitstellung der nötigen Inputdaten geprüft.

Die für die drei Methoden nötigen Inputdaten werden meistens direkt durch den Betriebsleiter erhoben; die Unsicherheit bei den drei analysierten Modellen wird deshalb ähnlich sein. Es ist davon auszugehen, dass ein Anwender der IP-SUISSE-Methode aus eigenem Interesse den grössten Anreiz hat, seine Angaben möglichst korrekt und vollständig zu machen. Die erhobenen Inputdaten werden bei IP-SUISSE durch Label-Kontrolleure geprüft. Bei SALCA erfolgt die Datenerfassung durch das Programm „AgroTech“, wobei die Unsicherheiten dank Plausibilitätstests reduziert werden. RISE verfügt - abgesehen von der Hof- und Feldbegehung - über keine weitere Qualitätskontrolle der Daten.

Mit Validierungen wird geprüft, ob die Gesamtnote oder Gesamtpunktzahl mit den im Feld tatsächlich erhobenen Beobachtungen einzelner Teilindikatoren korrelieren. In der Regel ist die Streuung in solchen Studien gross und die Korrelation eher schwach. Dennoch geben Feldexperimente z.B. eine grobe Schätzung dafür, welche Anzahl von Pflanzen-, Vogel- oder Insektenarten bei einer gegebenen Gesamtnote oder -punktzahl zu erwarten ist.

Tabelle 61: Beurteilung der Robustheit und der Unsicherheiten bezüglich der Inputdaten zur Beurteilung der Biodiversität in den drei Bewertungsmethoden IP-SUISSE, SALCA und RISE. Skala zwischen 0 (ungenügend) und 10 (sehr gut).

Robustheit, Unsicherheiten	Bewertung		
	IP-SUISSE	SALCA	RISE
Sensitivität	6	8	4
Datenquellen, Datenqualität	9	9	8
Kontrollen	8	8	8
Validierungen	8	6	1

Sensitivität

- **IP-SUISSE:** Diese Methode ist online für alle verfügbar. Damit kann etwa einfach verifiziert werden, wie sich die verschiedenen Massnahmen auf die Gesamtpunktzahl auswirken. Eine systematische Studie zur Sensitivität wurde jedoch nicht durchgeführt.
- **SALCA-Biodiversität:** In einer Studie wurde überprüft, wie die Inputparameter die Schlussnote auf Parzellenebene beeinflussen. Dabei zeigte sich, dass die Hauptindikatoren (Nutzungsart, Düngung und Pestizide) die grösste Wirkung zeigen. Eine Sensitivitätsanalyse auf Betriebsebene wurde nicht durchgeführt. Es ist jedoch aufgrund der Gewichtung der Teilindikatoren zu erwarten, dass der Typ des Habitats den grössten Einfluss hat.
- **RISE:** Nach Rückfrage bei den Autoren der Methode gibt es keine Analysen zur Sensitivität. Die verfügbaren Grundlagen genügen nicht, eine eigene Analyse durchzuführen, da die Angaben zur genauen Berechnung des Indikators fehlen.

Zuverlässigkeit der Datenquellen

- **IP-SUISSE:** Der Bewirtschafter trägt die nötigen Inputdaten in das Berechnungstool ein, wobei die Angaben durch Kontrolleure überprüft werden, bevor das Label vergeben wird.
- **SALCA-Biodiversität:** Ein Berater erhebt die Daten zusammen mit dem Betriebsleiter. Angaben aus dem Programm „AgroTech“ und der Suisse-Bilanz werden verwendet; eine Hof- und Feldbegehung findet statt.
- **RISE:** Der Berater erhebt die Inputdaten zusammen mit dem Bewirtschafter direkt auf dem Hof. Daten der Suisse-Bilanz und Informationen aus Ortho-Luftbilder werden berücksichtigt; eine Hof- und Feldbegehung wird durchgeführt.

Kontrollen

- **IP-SUISSE:** Kontrollen werden durch Hof- Feldrundgang von Beratern durchgeführt.

- **SALCA-Biodiversität:** Das Programm „AgroTech“ prüft die Plausibilität der erhobenen Daten. Agroscope führt zusätzliche Plausibilitätstests durch. In Einzelprojekten wurden Hofbegehungen und Interviews durchgeführt.
- **RISE:** Alle Daten werden vor Ort von einem RISE Berater zusammen mit dem Betriebsleiter erfasst und gleichzeitig mit einer Feldbegehung überprüft. Dabei kann die Plausibilität der Antworten verifiziert werden.

Validierungen

- **IP-SUISSE:** In einer wissenschaftlichen Begleitstudie wurden Korrelationen der Gesamtnoten auf 133 Betrieben mit den im Feld erhobenen Vogel- Tagfalter- Heuschrecken- und Gefässpflanzenarten berechnet und analysiert (Birrer *et al.* 2014).
- **SALCA-Biodiversität:** Koch *et al.* (2010) überprüften Korrelationen der Gesamtnoten auf 10 Betrieben im Jura mit den im Feld erhobenen Heuschrecken- und Gefässpflanzenarten. Eine weitere Validierung mit Daten aus 12 Europäischen Fallstudien wird aktuell durchgeführt (Bienen und Hummeln, Spinnen, Gefässpflanzen).
- **RISE:** Es wurden bisher keine Validierungen durchgeführt. Die Methodenentwicklung erfolgte in gewissen Bereichen in Anlehnung an validierte Methoden und Publikationen (z.B. IP-SUISSE Methode, Intensitätsindex nach Herzog *et al.* (2006)).

12.5.3 Transparenz und Reproduzierbarkeit

Bei der Beurteilung der Methoden bezüglich ihrer Reproduzierbarkeit wird geprüft, ob z.B. Untersuchungen über die Abhängigkeit der Datenerhebung vom Sachbearbeiter existieren. Die Transparenz hängt davon ab, ob die Methodik öffentlich einsehbar und genau beschrieben ist und ob die Gewichtung der einzelnen Kriterien offengelegt wird. Die Transparenz der Methode wird auch erhöht, wenn die Gründe für eine sehr tiefe oder sehr hohe Bewertung eines Betriebes klar eruiert werden können (z.B. bei einem Einzelbetrieb, aber auch bei Vergleichen zwischen Betrieben).

Tabelle 62: Relative Beurteilung der Transparenz und Reproduzierbarkeit bezüglich der Inputdaten zur Beurteilung der Biodiversität in den drei Bewertungsmethoden IP-SUISSE, SALCA und RISE. Skala zwischen 0 (ungenügend) und 10 (sehr gut).

Transparenz, Reproduzierbarkeit	Bewertung		
	IP-SUISSE	SALCA	RISE
Kriterien			
Nachvollziehbarkeit der Methode für Externe	10	5	2
Einsehbarkeit der Methode für Externe	10	4	1
Nachvollziehbarkeit Ergebnis für Bewirtschafter	10	5	7
Einsehbarkeit Ergebnis für Bewirtschafter	10	5	8
Variabilität bedingt durch Sacharbeiter	9	9	4
Vergleichbarkeit Einzelbetrieb auf zeitlicher Ebene	10	10	7
Vergleichbarkeit zwischen Betrieben	10	10	6

Im Folgenden werden die Bewertungen der drei Methoden bezüglich Transparenz und Reproduzierbarkeit aus Tabelle 62 kurz begründet:

- **IP-SUISSE:** Das Tool inklusive der genauen Bewertung ist für alle online abrufbar, ebenso die wichtigsten Publikationen und Berichte zur Methodik (Birrer *et al.* 2008; Birrer *et al.* 2012, 2013; Jenny *et al.* 2013a); zwei davon sind in renommierten wissenschaftlichen Zeitschriften erschienen (Jenny *et al.* 2013b; Birrer *et al.* 2014). Die durch verschiedene Sachbearbeiter bedingte Variabilität wurde nicht überprüft, dürfte aber aufgrund der einfach zu erhebenden Inputdaten eher gering sein. Das Tool gibt

genau vor, welche Daten in welcher Form einzugeben sind. Dies ermöglicht eine sehr gute Vergleichbarkeit eines Einzelbetriebs im Zeitverlauf, erlaubt aber auch sinnvolle Vergleiche zwischen Betrieben für ein bestimmtes Jahr.

- **SALCA-Biodiversität:** Der Methoden-Bericht (Jeanneret *et al.* 2009) und weitere Berichte (Gaillard *et al.* 2001; Alig *et al.* 2012) sind online verfügbar. Sieben Artikel erfolgten in peer-reviewten Zeitschriften (Gaillard *et al.* 2001; Jeanneret *et al.* 2007; Nemecek *et al.* 2008; Koch *et al.* 2010; Deytieux *et al.* 2012; Jeanneret *et al.* 2014; Nemecek *et al.* 2015). Die detaillierte Bewertungs- und Gewichtungsnote für die Berechnung der Gesamtnote wurden aber bisher nicht der Öffentlichkeit zugänglich gemacht. Auch diese Methode ermöglicht eine sehr gute zeitliche und zwischenbetriebliche Vergleichbarkeit des Biodiversitäts-Index. Es wurden keine Tests durchgeführt, welche die durch Sachbearbeiter bedingte Variabilität ermitteln.
- **RISE:** Die Beschreibung der Methodik (Grenz *et al.* 2012a) wird nur beim Kauf einer Lizenz mitgeliefert. Eine formelmässige Beschreibung der Teilindikatoren sowie die Bewertungsfunktionen (zugänglich für beurteilte Bewirtschafter) sind nur für Landwirte verfügbar, welche das Modell verwenden. Berichte und Veröffentlichungen (z. B. (Häni *et al.* 2008; Grenz *et al.* 2009; KTBL 2009; Grenz und Thalmann 2013; Thalmann und Grenz 2013) sind online verfügbar. Ergebnissen aus RISE wurden bisher nicht in peer-reviewten Publikationen veröffentlicht. Da bei der Erhebung der Inputdaten doch ein grosser Spielraum besteht, ist die Vergleichbarkeit von Ergebnissen nur beschränkt möglich.

12.5.4 Anwendbarkeit: Kommunizierbarkeit und Praxistauglichkeit

Unter diesem Aspekt wird einerseits der Aufwand für die Datenerhebung und die Berechnung des Indikators beurteilt. Andererseits gilt es auch zu bewerten, ob ein Landwirt aus dem Indikator respektive dem zur Verfügung stehenden Beurteilungsinstrumentarium selber überprüfen kann, wie sich Massnahmen auf dem eigenen Betrieb auf den Indikator auswirken.

Tabelle 63 Relative Beurteilung der Anwendbarkeit bezüglich der Inputdaten zur Beurteilung der Biodiversität in den drei Bewertungsmethoden IP-SUISSE, SALCA und RISE. Skala zwischen 0 (ungenügend) und 10 (sehr gut).

Anwendbarkeit Kriterien	Bewertung		
	IP-SUISSE	SALCA	RISE
Kommunizierbarkeit Betriebsleiter	10	6	8
Kommunizierbarkeit Öffentlichkeit	10	8	5
Anwendung auf Betrieben	10	4	8
Aufwand für Beurteilung	10	9	10
geographischer Anwendungsbereich	3	5	10
Anwendungsmöglichkeit für Betriebsleiter	10	2	4
Anwendungsfreundlichkeit für Experten, Berater	10	10	7
Möglichkeit zur Aggregation	7	10	8

Im Folgenden werden die Bewertungen der drei Methoden bezüglich ihrer Anwendbarkeit aus Tabelle 63 diskutiert:

- **IP-SUISSE:** Das Punktesystem wird in der Schweiz auf Betriebsebene bereits angewendet. Für einen Betriebsleiter dürfte der Aufwand für die Dateneingabe etwa 15 bis 30 Minuten dauern. Das Microsoft Excel® Programm zur Berechnung der IP-SUISSE Biodiversitätspunkte kann kostenlos angewendet werden.
- **SALCA-Biodiversität:** Die Methode kann für Betriebe in Mitteleuropa auf Parzellen – und Betriebsebene angewendet werden. Der Aufwand für die Erhebung der Grunddaten beträgt eine bis vier Stunden und

umfasst auch ein Interview. Mit dem Tool „AgroTech“ kann der Betriebsleiter die Bewirtschaftungs-Massnahmen selbst erfassen. Dies ist aufwändig und benötigt eine Schulung. Die Daten aus „AgroTech“ und andere verwendete Betriebsdaten werden in allen Studien streng vertraulich behandelt. Aggregierte Daten können anonymisiert weiterverwendet werden. SALCA wurde für Vergleiche von verschiedenen Gras- und Ackerlandnutzungssystemen im Rahmen von Forschungsprojekten genutzt. Zudem wird SALCA für den nationalen Agrarumweltindikator „Potentielle Wirkung der landwirtschaftlichen Aktivität auf die Biodiversität“ eingesetzt. In einer weiteren Studie von Alig *et al.* (2012) wurde die potenzielle Wirkung auf die Biodiversität von verschiedenen Rindfleisch-Produktionssystemen verglichen.

- **RISE:** Die Methode wird auf Betriebsebene weltweit angewendet. Der Aufwand für Grunddatenerhebung beträgt etwa eine Stunde inklusive Rückmeldung. Bisher (Thalmann 2015, pers. Mitteilung) wurde RISE auf über 2000 Betrieben in 51 Ländern angewandt. Die Daten werden von Beratern erhoben. Sie sind vertraulich und gehören dem Betriebsleiter. Aggregierte Daten können anonymisiert für Firmen, Regionalbehörden, etc. nach Einverständnis des Betriebsleiters verwendet werden. Die Resultate von Projekten wurden regelmässig auch für die öffentliche Kommunikation und für interessierte Kreise verwendet.

12.6 Empfehlung

Alle drei untersuchten Methoden sind für die Beurteilung der Biodiversität auf Betrieben geeignet. Jede Methode hat Stärken und Schwächen und weist Verbesserungspotenzial auf. Die drei Methoden benötigen für die Erhebung der Inputdaten einen ähnlichen Zeitaufwand. Das IP-SUISSE Punktesystem ist optimal auf die Verhältnisse in der Schweiz ausgerichtet. Es folgt genau – im Unterschied zu SALCA und RISE – den im Rahmen der DZV festgelegten Massnahmen zur Biodiversitätsförderung und ist daher für die Bewirtschafter am verständlichsten, was die Datenerfassung vereinfacht. SALCA ist aufgrund der hohen Vollständigkeit für wissenschaftliche Vergleiche das geeignetste Tool, wie etwa der Evaluation einzelner Massnahmen oder von Massnahmen, die im Direktzahlungssystem nicht berücksichtigt sind. RISE scheint aufgrund der Flexibilität bei der Bestimmung der Teilindikatoren für eine rasche Einschätzung am besten geeignet zu sein. RISE hat gegenüber SALCA und IP-SUISSE den Nachteil, dass aufgrund seiner Flexibilität Vergleiche zwischen Betrieben nur sehr beschränkt möglich sind.

Für eine Abschätzung der Wirkungen auf die Biodiversität für eine grosse Anzahl von Betrieben in der Schweiz dürfte das IP-SUISSE Punktesystem am Geeignetsten sein. Dabei können auch Betriebe bewertet werden, die nicht im Programm von IP-SUISSE mitmachen. SALCA ist aufgrund der grossen Vollständigkeit für den Vergleich verschiedener Produktionssysteme besser geeignet als die beiden anderen Methoden und RISE eignet sich wohl am besten für die Anwendung auf globaler Ebene.

Es ist denkbar, auf der Basis der drei vorgestellten Modelle eine neue Methode zu entwickeln. Um dieses Ziel zu erreichen, müsste die Transparenz bei SALCA und RISE deutlich verbessert werden. Es könnte mit vertretbarem Aufwand ein – im Vergleich zu den einzelnen Modellen - deutlich polyvalenteres Beurteilungsinstrument entwickelt werden.

Der Autor empfiehlt bei den einzelnen Methoden folgende Verbesserungen:

- **IP-SUISSE:** Einbezug des Düngereinsatzes und der Bewässerung sowie des ev. potenziell natürlichen Lebensraumes. Letzteres wäre vor allem hinsichtlich der Einschätzung von Konflikten mit dem Moorschutz relevant. Zudem sollten Pflanzenschutzmittel besser berücksichtigt werden. Das IP-SUISSE Punkteprogramm wird in sehr ähnlicher Form mittlerweile auch in Deutschland (Schleswig-Holstein) eingesetzt.
- **SALCA:** Es wird empfohlen, (seltene) Tier-Rassen und Pflanzensorten in der Bewertung zu berücksichtigen. Es ist zu prüfen, inwieweit auch der potenziell natürliche Lebensraum oder Funktionen der Biodiversität zu berücksichtigen sind. Zudem sollten funktionelle Aspekte der Biodiversität berücksichtigt werden. Die Benotung (Gewichtung) der einzelnen Beurteilungskriterien sowie die Beschreibung der Methodik sollten allgemein zugänglich gemacht werden. Zudem wäre es wünschenswert, Spezialkulturen einzubeziehen (Obst, Gemüse, Weinbau) und das Modell hinsichtlich seiner Anwendung auf andere Länder anzupassen resp. zu verbessern. Die Möglichkeit einer Vereinfachung der

direkten Datenerfassung bei den Betriebsleitenden muss ins Auge gefasst werden. Die Indikatoren sollten an weiteren Felderhebungen validiert werden.

- **RISE:** Es sollte eine markante Verbesserung der Transparenz gegenüber Forschungsgemeinschaft und Öffentlichkeit angestrebt werden. Dies verlangt, zumindest das Handbuch sowie das Benotungssystem öffentlich zu publizieren. Die Intransparenz ist zwar aus Gründen des Konkurrenzschutzes verständlich, könnte aber dazu führen, dass die Methode als unglaubwürdig („Blackbox“) beurteilt wird und Vorschläge zur Verbesserung der Methode kaum möglich sind. Zudem ist es für die Weiterentwicklung und Akzeptanz von RISE wichtig, auch in wissenschaftlichen Zeitschriften zu publizieren. Verbesserungsmöglichkeiten von RISE gibt es insbesondere für folgende Aspekte: Plausibilitätskontrollen der Eingangsdaten, Bezug zur Artenvielfalt, potenziell natürliche Lebensräume, Berücksichtigung der Bewässerung und funktioneller Aspekte sowie die Validierung der Ergebnisse.

Der „Biodiversitäts-Fussabdruck“ der auf einem Betrieb eingesetzten Mittel wird in keiner Beurteilungsmethode einbezogen (z. B. welche Wirkung haben zugekaufte Futtermittel, Dünger, Diesel, etc. am Ort ihrer Produktion auf die Biodiversität). Kaum einbezogen werden der auch auf landwirtschaftlichen Flächen potenziell vorkommende natürliche Lebensraum, die Bewässerungs- und Entwässerungsproblematik sowie funktionelle Aspekte der Biodiversität.

Sehr vorteilhaft dürfte auch sein, wenn die Entwickler der drei in dieser Studie analysierten Methoden gemeinsam eine verbesserte Bewertungsmethode entwickeln und/oder über Verbesserungsmöglichkeiten der bestehenden Modelle diskutieren würden.

Beim Punktesystem von IP-SUISSE und SALCA-Biodiversität ist zu prüfen, inwieweit ein LUI (Land use intensity - Index) die Beurteilung vereinfachen oder verbessern könnte. Bei RISE ist zu prüfen inwieweit die Methode hohen wissenschaftlichen Ansprüchen genügt.

Sobald eine Methode einen Schwellenwert zur Definition eines Nachhaltigkeits-Labels oder -Zertifikats definiert, muss sichergestellt sein, dass das Bewertungssystem für eine Beurteilung der Zielvorgaben zur Erhaltung und Förderung der Biodiversität geeignet ist. So ist beispielsweise für die Talzone in Walter *et al.* (2013) ein Anteil von 8-12 % qualitativ guter Flächen (Biodiversitätsförderflächen mit Qualität nach Direktzahlungsverordnung, ackerbauspezifische BFF mit Ausnahme von Nützlingsstreifen) erforderlich. Damit stellt sich hier die Frage, ob Talbetriebe mit weniger als 8 % an qualitativ guten BFF für ein Biodiversitäts-Nachhaltigkeitszertifikat oder -label zugelassen werden sollen oder nicht. Zudem müsste dieser Schwellenwert in der Bergzonen III (z.B. 20 %) und IV (z.B. 40 %) deutlich höher angesetzt werden.

12.7 Schlussfolgerung und Fazit

Die folgenden Schlussfolgerungen sind vorsichtig zu interpretieren, da die Benotung zwar nach bestem Wissen und Gewissen durchgeführt worden ist, aber eben doch eine subjektive Komponente enthält. Die Benotungen wurden den jeweiligen Methodenentwicklern vorgelegt, was aber nur zu kleinen Korrekturen führte. Die einzelnen benoteten Kriterien bleiben ungewichtet, d.h., den verschiedenen Aspekten wird jeweils die gleiche Bedeutung zugeschrieben. Eine Überprüfung der Benotung durch weitere Experten und Expertinnen würden helfen, die Gefahr von Fehleinschätzungen weiter zu reduzieren.

Mit dem Punktesystem von IP-SUISSE, SALCA-Biodiversität und RISE stehen drei praxiserprobte Beurteilungsmethoden zur Verfügung.

Das Punktesystem der IP-SUISSE wurde bezüglich Transparenz, Reproduzierbarkeit, Robustheit und Unsicherheiten sowie Kommunizierbarkeit und Anwendungsfreundlichkeit am besten beurteilt. Das Modell kann aber derzeit nur für Schweizer Landwirtschaftsbetriebe eingesetzt werden.

SALCA wurde bezüglich der Vollständigkeit am besten beurteilt. Es eignet sich besonders für die angewandte Forschung. Für eine breite Anwendung zeigt es Mängel bei der Transparenz und der Nachvollziehbarkeit. Betriebsleiter ohne externe Hilfe können SALCA kaum einsetzen.

RISE wurde als einzige der drei Methoden auch international breit eingesetzt. Die Details der Methodik können kaum verifiziert werden. Zudem ist RISE für den zwischenbetrieblichen Vergleich eher ungeeignet, da die Sachbearbeiter bei der Erhebung der Eingangsdaten einen doch eher grossen Spielraum haben.

Der Einbezug der Wirkungen auf die Biodiversität von zugekauften Mitteln an ihrem Produktionsstandort ist sehr anspruchsvoll, sollte aber in allen drei untersuchten Methoden integriert werden.

Wird die Methode zur Definition von einem Label oder Zertifikat eingesetzt, sind mögliche (möglicherweise auch regionale) Zielwerte genau zu diskutieren. Dabei kann beispielsweise darauf geachtet werden, dass diese nationalen Zielvorgaben entsprechen.

13 Bodenqualität

Andreas Roesch, Hansruedi Oberholzer

13.1 Einleitung

Der Boden ist eine Lebensgrundlage für Menschen und Tiere (Gisi 1997). Ein nachhaltig fruchtbarer Boden ist für die Nahrungsmittelproduktion von höchster Bedeutung, trotzdem wird fruchtbarer Boden weltweit zum knappen Faktor. Noch im Jahr 1960 standen pro Kopf der Weltbevölkerung 0.44 ha Ackerland zur Verfügung. Im Jahr 2000 waren es knapp 0.22 ha pro Kopf und Mitte des 21. Jahrhunderts werden es gemäss FAO nur noch etwa 0.15 ha pro Kopf sein (Alexandratos und Bruinsma 2012). Auch in der Schweiz nimmt die Fläche des Kulturlandes (Ackerland, Weiden, Wiesen) stetig ab. So gingen im Zeitraum von 1985 bis 2009 jede Sekunde rund 0.7 m² Kulturland verloren. Weitere 0.4 m² wurden zu Wald oder Gebüsch, da im Berggebiet immer weniger Flächen als Wiesen und Weiden genutzt werden. Dies entspricht einer Abnahme des Kulturlandes von 850 km² oder 5.4 % innerhalb von 24 Jahren.

Das Konzept der Bodenqualität wurde in den 80iger Jahren entwickelt. Die FAO berücksichtigte bereits 1993 die Bodenqualität in den folgenden fünf Kriterien für eine nachhaltige Bewirtschaftung: (i) Produktivität, (ii) Sicherheit, (iii) Schutz, (iv) Wirtschaftlichkeit und (v) Akzeptanz (Smyth und Dumanski 1993). Im Projekt ENVASSO (Environmental Assessment of Soil for Monitoring) werden die folgenden Gefahren für Böden erwähnt: (i) Erosion, (ii) Abnahme von organischem Material, (iii) Verdichtung, (iv) Verschmutzung und (v) Versalzung (Huber *et al.* 2007). Wegen der hohen Bedeutung von gesundem und fruchtbarem Boden haben die UN das Jahr 2015 zum Internationalen Jahr des Bodens erklärt.

Auch in der Schweiz ist der Schutz der Landwirtschaftsböden ein wichtiger Bestandteil der Agrarpolitik des Bundes. So hat das BLW in einem Diskussionspapier zur Strategie der künftigen Agrarpolitik die Bodenqualität als gefährdet eingeschätzt (BLW 2010b). Das BLW formuliert darin das Ziel, die Bodenfruchtbarkeit von landwirtschaftlichen Böden langfristig zu erhalten. Zudem wird klar der Bedarf erkannt – und dies nicht zuletzt zur Sicherstellung der Versorgungssicherheit – die Massnahmen zum Schutz des Bodens vor Erosion, Verdichtung und dem Eintrag von Schadstoffen zu verstärken.

Grundlage für die Beurteilung der Bodenfruchtbarkeit bildet die Definition in der schweizerischen Gesetzgebung, namentlich in der Verordnung über die Belastungen des Bodens (VBBo 1998). Darin wird die Definition von fruchtbarem Boden sehr weit gefasst, und schliesst neben messbaren Bodeneigenschaften auch ökonomische, gesellschaftliche und kulturelle Aspekte mit ein. Die Bodenqualität hingegen umfasst gemäss Oberholzer *et al.* (2012) und Patzel *et al.* (2000) lediglich die Bodenmerkmale, welche wissenschaftlich messbar sind. Da die soziale Nachhaltigkeit sowie die Ästhetik der Landschaft Inhalt weiterer Kapitel dieses Berichtes sind, beschränken wir uns auf die durch messbare Bodeneigenschaften ermittelte Bodenqualität.

Im Folgenden beschränken wir uns auf mittelfristige Auswirkungen von landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsmassnahmen auf Landwirtschaftsböden. Eine Bewirtschaftungsmassnahme umfasst dabei nicht nur die Bodenbearbeitung, Aussaat, Düngung und Ernte, sondern auch die Wahl der Haupt- und Zwischenkultur sowie die Art und Intensität der Wiesennutzung. Um langsam verändernde Eigenschaften des Bodens zu berücksichtigen ist es sinnvoll, den Zeitrahmen der Beurteilung der Bodenqualität auf mindestens eine Fruchtfolgeperiode (6-8 Jahre) auszudehnen.

13.2 Relevanz des Themas für die Nachhaltigkeit

Ohne Boden kann die Menschheit nicht überleben, da der Boden für sie neben der Funktion als Lebensraum auch die Grundlage zur Produktion Nahrungsmitteln darstellt. Die langfristige Sicherstellung einer hohen Bodenfruchtbarkeit ist deshalb von höchster Bedeutung, insbesondere auch deshalb, weil Beeinträchtigungen wie beispielsweise eine übermässige Verdichtung des Unterbodens oder hoher Schadstoffeintrag zu einer langfristigen, irreversiblen Schädigung des Bodens führen können.

Ein nachhaltiger Umgang mit der nur über Jahrtausende erneuerbaren Ressource Boden ist wichtig, da der Boden neben der Lebensraumfunktion zahlreiche ökologische und ökonomische Funktionen erfüllt, welche die hohe Relevanz einer Bewertung der Bodenqualität verdeutlichen sollen. Nach Candinas *et al.* (2002) lassen

sich die verschiedenen Funktionen des Bodens in vier thematische Gruppen gliedern: (i) Lebensraumfunktion (Hohlräume für Organismen und Pflanzenwurzeln, Wasser- und Wärmespeicher), (ii) Ökologische Funktion (z. B. Speicherung von Stoffen und Filterwirkung; Diversität von Pflanzen und Bodenorganismen), (iii) Agromische und hydrologische Funktion (Biomasseproduktion und Wasserspeicher), (iv) ökonomische, gesellschaftliche und kulturelle Funktion (Rohstoffquelle, CO₂-Senke und Landschaftsvielfalt).

Die Bewertung der Bodenqualität ist aufgrund der oben aufgeführten Fakten von höchster Bedeutung, ist aber aufgrund der hohen zeitlichen und räumlichen Variabilität von Bodeneigenschaften und deren komplexen Wechselwirkungen nicht vollumfänglich möglich (Garrigues *et al.* 2012). Deshalb gibt es keine direkte Möglichkeit, die Bodenqualität in einem einfachen Indikator abzubilden. Das folgende Kapitel gibt einen Überblick über die wichtigsten Methoden, welche die Bodenqualität beschreiben. Dabei besteht die Herausforderung nicht nur in der komplexen Abhängigkeit von Bodeneigenschaften und Bodenfunktionen, sondern auch in der Abschätzung der Einwirkung der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung auf die Bodeneigenschaften sowie die Bodenbelastung (wie Bodenverdichtung, Bodenerosion oder Überdüngung). Zudem sind Messungen von Bodeneigenschaften (wie beispielsweise Gefügeaufbau oder Aktivität des Bodenlebens) oft schwierig und mit hohen Unsicherheiten behaftet. Wichtig ist nicht zuletzt darauf hinzuweisen, dass es bei der Bodenqualität zu erheblichen Schwierigkeiten führt, wenn man den Lebenszyklusansatz konsequent anwenden würde, da man beispielsweise für einen Schweizer Milchbetrieb mit Fütterung von Kraffutter die Bodenqualität von Sojafeldern in Brasilien miteinschließen müsste. Dies wird aber bei den meisten gängigen Methoden zur Beurteilung der Bodenqualität nicht berücksichtigt. In Zukunft sollte deshalb sorgfältig geprüft werden, in welcher Form die Bewertung der Bodenqualität auf Flächen ausserhalb des untersuchten Landwirtschaftsbetriebes angegangen werden kann.

13.3 Überblick

In diesem Kapitel werden einige Methoden zur Abschätzung der Auswirkungen der Bewirtschaftung auf die Bodenqualität vorgestellt. Eine genauere Auflistung der in den Methoden verwendeten Indikatoren sowie der benötigten Inputvariablen (oder Inputdaten) findet sich im Kapitel 13.4. Die Methoden werden im Kapitel 13.5 nach einem vorgegeben Kriterienkatalog evaluiert.

Da einige Methoden lediglich Teilaspekte der Bodenqualität abdecken, werden nur Methoden einbezogen, welche zumindest die Humusbilanz (oder C-Simulationsmodelle) sowie die Erosion berücksichtigen und auf Parzellen- und Betriebsebene eingesetzt werden können. Deshalb werden Erosions-orientierte Methoden wie USLE (Universal Soil Loss Equation) (Wischmeier 1978) oder das prozessbasierte WEPP-Modell (Water Erosion Prediction Project) (Flanagan *et al.* 2007) nicht berücksichtigt. Ebenso werden Modelle aus der Evaluation ausgeschlossen, welche ausschliesslich den Humusgehalt im Boden simulieren und andere Aspekte ausklammern. Beispiele für diese Kategorie sind das Rothamsted C-Modell, welches den C_{org}-Gehalt im Boden mit monatlichem Zeitschritt simuliert (Coleman *et al.* 1997) oder das Daily Century Model (DAYCENT), welches mit einer täglichen Auflösung C- und N-Flüsse zwischen Atmosphäre, Vegetation und Boden beschreibt (Parton *et al.* 1998).

In der Evaluation berücksichtigt werden die folgenden fünf Methoden:

- SALCA- Bodenqualität (SALCA-SQ, Oberholzer *et al.* 2012)
- RISE (Response-Inducing Sustainability Evaluation, Grenz *et al.* 2012b)
- MASC (Multi-attribute Assessment of the Sustainability of Cropping Systems, Sadok *et al.* 2009)
- ACV-SOL (Analyse du Cycle de Vie-Sol, Jenkinson und Coleman 2008)
- EPIC (Environmental Policy Integrated Climate, Mitchell *et al.* 1998).

Das Modell DEXI-PM (DEXi-Pest Management, Bohanec und Rajkovic 1999, Pelzer *et al.* 2012), welches im Rahmen des EU-FP6 Projektes ENDURE (European Network for Durable Exploitation of Crop Protection Strategies) entwickelt wurde, wird nicht in die Evaluation aufgenommen, da es sich nur wenig vom Modell MASC unterscheidet und wie DEXI-PM ebenfalls auf dem DEXi-Verfahren beruht.

Alle fünf im Folgenden vorgestellten Modelle legen ein Schwergewicht – in unterschiedlichem Detaillierungsgrad – auf die Wirkung auf die Bodeneigenschaften. Die räumliche Auflösung „Parzelle“ kann bei allen

Modellen aufgelöst werden, lediglich die beiden Modelle MASC und SALCA-SQ erlauben eine Bewertung der Bodenqualität auf Betriebsstufe (bei EPIC ist dies nur mit der Modellerweiterung APEX möglich). Bei den beiden Modellen ACV-SOL und EPIC handelt es sich um dynamische Simulationsmodelle, während die übrigen drei Modelle auf statischen Gleichungen beruhen. Die beiden dynamischen Modelle berechnen quantitative Indikatoren, während die drei statischen Modelle eine Beurteilung der Bodenqualität anhand qualitativer Indikatoren („Score“) vornehmen.

13.3.1 SALCA-Bodenqualität (SALCA-SQ)

Die Methode SALCA-SQ erlaubt es, den Einfluss der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung auf die Bodenqualität in Ökobilanzen zu bestimmen (Oberholzer *et al.* 2012). Mit SALCA-SQ lässt sich der Einfluss von Bewirtschaftungsmassnahmen (z.B. Anbau einer Zwischenfrucht) abschätzen. Das Ziel ist es nicht, kurzfristige reversible Veränderungen abzubilden, sondern vielmehr mittelfristige Auswirkungen von (landwirtschaftlichen) Bewirtschaftungsverfahren zu erkennen. Zudem ermöglicht die Methode Ansatzpunkte für eine verbesserte Bewirtschaftung abzuleiten.

In SALCA-SQ erfolgt die Bewertung der Bodenqualität in zwei Schritten. In einem ersten Schritt werden die Wirkungen von Bewirtschaftungsmassnahmen (Düngung, Bodenbearbeitung) Wirkungsklassen zugewiesen. In einem zweiten Schritt wird der Einfluss dieser Wirkungsklassen auf die Bodeneigenschaften (=direkte Indikatoren) bestimmt. SALCA-SQ liegen neun Indikatoren (wichtige Bodeneigenschaften, wie beispielsweise die Gründigkeit oder die Regenwurmbiomasse) zugrunde, auf welche der Einfluss der unterschiedlichen Wirkungsklassen bewertet wird. Dabei wird wegen unterschiedlicher Bedeutung der Wirkungsklassen auf die einzelnen Indikatoren eine Gewichtung angewendet.

Dabei wurden nur Bodeneigenschaften als Indikatoren ausgewählt, welche eine (direkte) Wirkung auf gewisse Funktionen des Bodens (Lebensraumfunktion, ökologische Funktion, agronomische und hydrologische Funktion) anzeigen. Damit dienen die Bodenfunktionen indirekt als Beurteilungsbasis für die Bodenqualität (Oberholzer *et al.* 2006)

Für detaillierte Informationen wird auf Candinas *et al.* (2002) und Oberholzer *et al.* (2012) verwiesen.

13.3.2 RISE

RISE ist für eine ganzheitliche Bewertung der landwirtschaftlichen Produktion auf Betriebsebene entwickelt worden und steht aktuell in der Version 2.0 zur Verfügung (Grenz *et al.* 2012a). Die Bewertung der Landwirtschaftsbetriebe basiert dabei auf Indikatoren, welche alle drei Säulen der Nachhaltigkeit (Soziales, Ökonomie, Ökologie) abdecken. RISE ist ein praxisorientiertes Instrument zur Förderung einer nachhaltigen Entwicklung. Dabei beruht die Bewertung auf konkreten und messbaren Kriterien. Erfasst und bewertet werden (i) der Beitrag des Betriebs zu einer nachhaltigen globalen Entwicklung und (ii) zu welchem Grad die landwirtschaftliche Produktion für Umwelt, Wirtschaft und Gesellschaft nachhaltig ist. Das Modell wird seit 2004 (Lancierung der ersten Version) ständig weiterentwickelt und von verschiedensten Experten evaluiert. Ausserdem wurde RISE mit anderen Indikatorensystemen verglichen (siehe z.B. Breitschuh *et al.* (2008), Zahm *et al.* (2008)) und bis heute in 51 Ländern auf über 2000 Betrieben eingesetzt.

13.3.3 MASC

Die Methode MASC basiert auf einem multikriteriellen Entscheidungshilfesystem zur Bewertung der ökologischen, ökonomischen und sozialen Nachhaltigkeit (Sadok *et al.* 2009; Craheix *et al.* 2012a). Die Entscheidungshilfe beruht auf einem hierarchisch aufgebauten Baum, welcher die sogenannten Inputattribute zu einer einzigen Bewertung der gesamten Nachhaltigkeit aggregiert. Die Inputattribute (wie z.B. die Ammoniakemissionen oder die Belastung des Grundwassers mit Pestiziden) können qualitativer oder quantitativer Art sein und werden entweder durch Experten oder mithilfe einfacher Modelle abgeschätzt und anschliessend in drei bis sieben verschiedene Stufen einteilt (z.B. „sehr niedrig“, „niedrig“, „mittel“, „hoch“, „sehr hoch“). Diese Bewertungen fliessen anschliessend in den Entscheidungsbaum ein, welcher die Inputattribute in Teilschritten zu immer weniger Kennzahlen aggregiert. Die Gewichte im Entscheidungsbaum (d.h. bei den einzelnen Aggregierungsschritten) basieren entweder auf Nutzenfunktionen, welche durch „wenn-dann“ Entscheidungsregeln definiert sind, oder auf einer Einschätzung durch Betriebsleiter und/oder Experten. Die Methode erlaubt eine nachvollziehbare Bewertung der Nachhaltigkeit und ist einfach zu

implementieren. Zudem können die Auswirkungen einer Modifikation – beispielsweise einer angepassten Bewirtschaftungsform im untersuchten System – problemlos analysiert werden. Als problematisch gilt in MASC die grobe Klasseneinteilung sowie der unterschiedliche Detaillierungsgrad der drei Säulen der Nachhaltigkeit im Entscheidungsbaum (Carpani *et al.* 2012). Zudem besteht beim Setzen der Gewichte ein beträchtlicher Ermessensspielraum.

13.3.4 ACV-SOL

ACV-SOL (LCA-SOIL auf Englisch) ist ein modular aufgebautes Simulationsmodell, welches die Bodenqualität auf der Basis der drei folgenden Modelle bestimmt:

- **RUSLE2:** Die Erosion wird durch RUSLE2 (Universal Soil Loss Equation, Renard und Ferreira (1993)) berechnet, einer verbesserten Version von USLE (USDA-ARS 2008). Dieses Modell schätzt den jährlichen Bodenverlust mithilfe der folgenden Faktoren ab: Bodenerosivität, -erodierbarkeit, Hanglänge und -neigung, Bodenbedeckung und -bearbeitung. Das Modell wurde letztmals im Jahr 2014 modifiziert, um eine verbesserte Prognose der Bodenerosion bei mehrjähriger Vegetation zu erzielen (Dabney *et al.* 2014).
- **RothC:** Das Modell RothC (Rothamsted Carbon Model (Jenkinson und Coleman 2008)) dient der Abschätzung des organischen Kohlenstoffs im Boden. Dieses Modell simuliert C_{org} in monatlichen Zeitschritten, wobei der C-Gehalt in den fünf folgenden Kompartimenten getrennt modelliert wird: zersetzbares und resistentes organisches Pflanzenmaterial, mikrobielle Biomasse sowie humifiziertes und inertes organisches Material. Das Simulationsmodell RothC wurde sowohl für regionale Studien mit verschiedenen Klimata (z.B. Peltre *et al.* 2012; Farina *et al.* 2013) als auch globale Analysen (Gottschalk *et al.* 2012) verwendet. Das Modell kann sowohl im „forward“-Status für die Berechnung von C_{org} aufgrund gegebener Inputvariablen als auch im „inverse“-Status für die Berechnung der Inputvariablen bei bekanntem zeitlichem Verlauf von C_{org} eingesetzt werden.
- **COMPSOIL:** Bodenverdichtungen durch Maschinen werden im Modell COMPSOIL (O'Sullivan *et al.* 1999) in Form von Veränderungen der Bodenporosität im Unter- und Oberboden (30 - 50 cm resp. 0 - 30 cm) ausgegeben. Das Modell besteht im Wesentlichen aus drei Komponenten: (i) Modellierung der von den Rädern auf den Boden wirkenden Kraft, (ii) Analytische Methode zur Bestimmung der Ausbreitung der Spannung im Boden und (iii) Bestimmung der Änderung der Porosität.

Die Wirkungen können dabei bezüglich des Ernteertrags (Tonnen Getreide) je ha umgerechnet werden. Die biologische Vielfalt sowie (grösstenteils) die Bodenchemie werden im Gesamtmodell nicht berücksichtigt. Zudem werden auch physikalische Eigenschaften weniger genau wie in SALCA-SQ modelliert.

13.3.5 EPIC

Das Modell EPIC (Environmental Policy Integrated Climate) wird für die Analyse von verschiedenen Bewirtschaftungssystemen im Bereich Land- und Forstwirtschaft eingesetzt (Mitchell *et al.* 1998). Das Modell besteht aus verschiedenen Submodellen. Dabei wird der Einfluss der Bewirtschaftung auf Erosion, Wasserverfügbarkeit sowie Stickstoff und Phosphorgehalt im Boden mit Hilfe verschiedener Submodelle berechnet. Mit EPIC lässt sich auch der Biomassezuwachs ein- und mehrjähriger Kulturpflanzen simulieren. Das Modell kann ausserdem zur Bestimmung des organischen Kohlenstoffs im Boden eingesetzt werden. Der Nachteil des komplexen dynamischen Modelles EPIC ist der hohe Bedarf an Inputdaten.

Eine Erweiterung von EPIC (APEX = Agricultural Policy/Environmental eXtender, Wang *et al.* 2014) erlaubt die Anwendung auf Betriebsebene mit verschiedenen Parzellen, Böden und Bewirtschaftungsmethoden. APEX erlaubt eine Erhöhung der Anzahl der Bodenschichten von 10 auf 30 und kann die verschiedenen chemischen Prozesse im Boden bis in einer Bodentiefe von rund 30 Metern simulieren.

13.4 Beschreibung der Indikatoren

13.4.1 SALCA-SQ

Bodeneigenschaften können in physikalische, chemische und biologische Eigenschaften unterteilt werden. Zu den physikalischen Eigenschaften des Bodens gehören z.B. die Textur, das Porenvolumen oder die Dichte der festen Bodensubstanz. Chemische Eigenschaften werden durch den Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org}), Nährstoffen wie Stickstoff (N), Phosphor (P) oder Kalium (K) oder dem pH-Wert beschrieben. Biologische Eigenschaften umfassen u.a. die mikrobielle Biomasse und die Bodenatmung.

In SALCA-SQ wird der Einfluss auf die Bodenqualität durch die Veränderung der folgenden neun direkten Indikatoren (= Bodeneigenschaften) beschrieben (siehe Abbildung 26).

- Pflanzennutzbare Gründigkeit (nur Ackerland): Mass für das von Pflanzen erschliessbare Bodenvolumen, abhängig von der Mächtigkeit, Zusammensetzung und Struktur des Bodens. Dieser Indikator wird insbesondere von Erosion negativ beeinflusst.
- Grobporenvolumen: Grobporen im Boden dienen als Transportbahnen von Wasser und Luft, was für ungestörtes Pflanzenwachstum unentbehrlich ist. Ungünstig auf das Grobporenvolumen wirken sich insbesondere (intensive) Befahrung mit schweren Maschinen auf nassen Böden aus.
- Aggregatstabilität: In der Methode SALCA-SQ wird die Stabilität einzelner Aggregate beurteilt. Günstig wirken sich vor allem Bodenorganismen (z.B. Regenwürmer) und die Zufuhr organischer Dünger aus.
- Gehalt von organischem Kohlenstoff (C_{org}): Die organische Bodensubstanz (Humus) beeinflusst die meisten Bodenfunktionen. Nebst der Zugabe von organischem Dünger durch eine geeignete Fruchtfolge fördern eine schonende Bodenbearbeitung sowie das Belassen von Ernterückständen auf dem Feld C_{org} .
- Schwermetallgehalt: Der Schwermetallgehalt wird nicht in SALCA-SQ sondern in der Wirkungskategorie „terrestrische Ökotoxizität“ berechnet. Dabei werden die durch Dünger und Pflanzenschutzmittel eingebrachten Schwermetalle Cadmium, Kupfer, Zink, Blei, Nickel, Chrom und Quecksilber erfasst und in SALCA-SQ übernommen.
- Organische Schadstoffe: Organische Schadstoffe sind organische Chemikalien, die toxisch auf Bodenlebewesen und Pflanzen wirken (Pflanzenschutzmittel und problematische Verbindungen in Düngern). Von Interesse ist vor allem der Eintrag organischer Schadstoffe durch die Bewirtschaftung.
- Regenwurmbiomasse: Regenwürmer haben verschiedene wichtige Funktionen, u.a. Lockerung und Durchmischung des Bodens, Abbau von Streu, Erhöhung von pflanzenverfügbaren Nährstoffen durch Kot. Negativ auf die Regenwurmpopulation wirken sich insbesondere die intensive Bodenbearbeitung und das Ausbringen von Gülle aus. Praktisch alle in der Schweiz zugelassenen Pflanzenschutzmittel haben keine Wirkung auf Regenwürmer.
- Mikrobielle Biomasse: Die mikrobielle Biomasse ist hier die Menge aller Mikroorganismen im Boden (Kleinstlebewesen, insbesondere Bakterien und Pilze), welche z.B. für die Zersetzung organischer Substanzen wichtig sind. Negativ auf diesen direkten Indikator wirken sich Schadstoffe und Verdichtung aus; schonende Bodenbearbeitung, Dünger und Ernterückstände haben hingegen einen positiven Einfluss. In SALCA-SQ wird die mikrobielle Biomasse auch durch vier andere direkte Indikatoren (Grobporenvolumen, C_{org} , Schwermetallgehalt, organische Schadstoffe) beeinflusst.
- Mikrobielle Aktivität: gibt Aufschluss über die „Lebendigkeit“ des Bodens. Gefördert wird diese Aktivität u.a. durch hohen Gülleeintrag und die Intensität der Bodenbearbeitung.

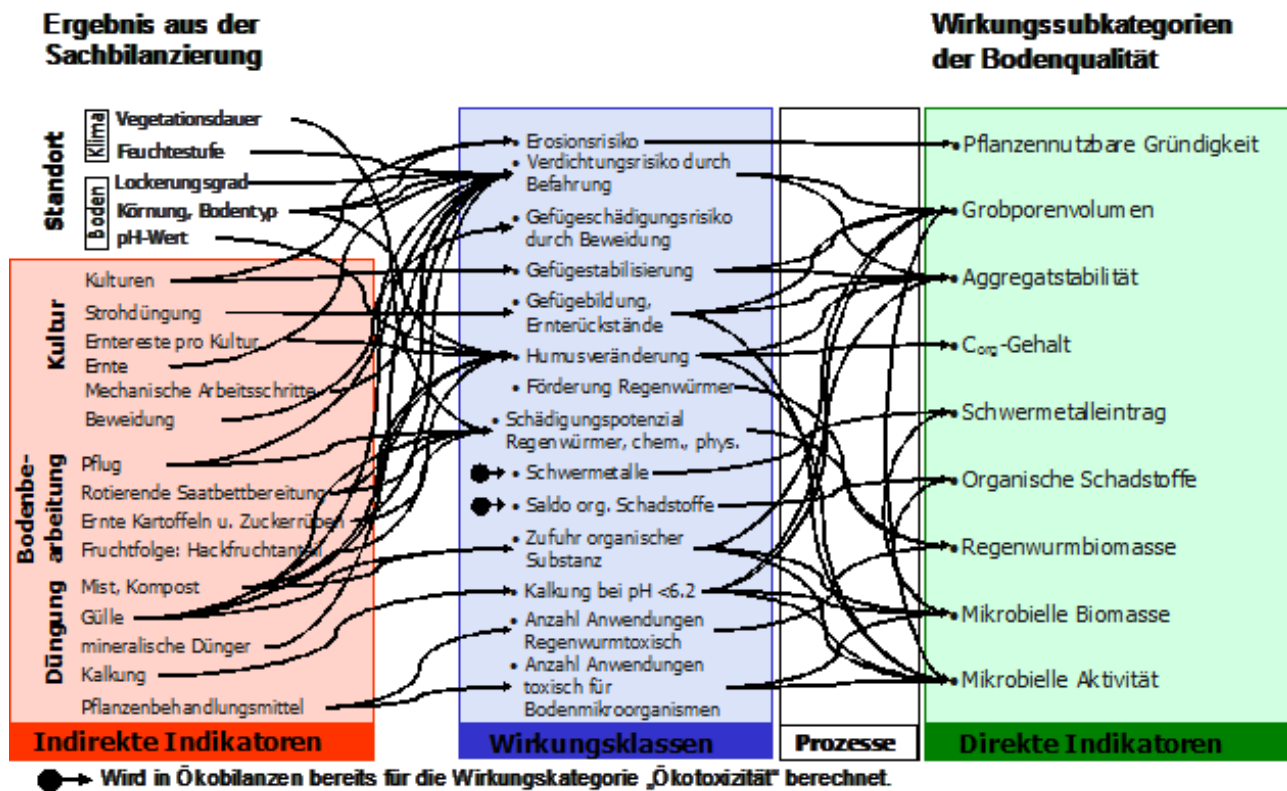


Abbildung 26: Grafische Darstellung der in der Ökobilanz beurteilten Wirkungen von Bewirtschaftungsmassnahmen (= indirekten Indikatoren) im Ackerland auf die Bodenqualität (aus Oberholzer et al. 2006).

Die oben diskutierten Bodeneigenschaften werden durch Wirkungsklassen beeinflusst, wobei in den Wirkungsklassen gleiche Wirkungen von Bewirtschaftungsmassnahmen zusammengefasst werden. Als Beispiel sei hier die Wirkungsklasse „Humusänderung“ erwähnt, welche sich durch die Bilanz von zugeführter organischer Substanz (organische Dünger wie Mist und Kompost) und der Humusmineralisierung (Abbau von organischem Material in anorganische Verbindungen wie CO₂, Wasser, Phosphat oder Nitrat) bestimmen lässt. Eine genaue Beschreibung der Wirkungsklassen ist Oberholzer *et al.* (2006) zu entnehmen. Die Bewirtschaftungsmassnahmen können die Wirkungsklassen positiv (z. B. Zwischensaat auf das Erosionsrisiko) oder negativ (Gülle/Pflanzenschutzmittel auf Regenwurmbiomasse) beeinflussen.

Die vereinfachte Modellversion von Mosimann und Rüttimann (1995, 1996) dient der Abschätzung des jährlichen Bodenverlusts durch Erosion. Der mittlere (flächenhafte) Bodenabtrag wird durch eine Multiplikation des C-Faktors (Bewirtschaftungseinflüsse über gesamte Fruchtfolge) mit dem S-Faktor (Standortabhängigkeit) ermittelt. Vorgängig wird jeder Standort in eine der fünf folgenden geografischen Hauptregionen eingeteilt: (i) Talzone des westlichen Mittellandes, (ii) Talzone des zentralen und östlichen Mittellandes, (iii) Hügelzone des zentralen und östlichen Mittellandes, (iv) Lössgebiete und (v) Hügelzone des Juras (Oberholzer *et al.* 2006). Der C-Faktor wird unter der Berücksichtigung der drei folgenden Bewirtschaftungsaspekte mithilfe von Tabellen bestimmt:

- (i) Prozentualer Flächenanteil bestimmter Hauptkulturen in der Fruchtfolge (z.B. Wintergetreide und Raps),
- (ii) Einsatz von Zwischenkulturen vor Sommerkulturen und
- (iii) Einsatz besonderer Anbautechniken (Mulchstreifen, Direktsaat).

Der Einfluss des Standortes auf die Erosion wird durch den S-Faktor aus dem Gefälle, der Fließstrecke des Wassers und der Körnung abgeschätzt. Sind die Anzahl, Grösse und Häufigkeit von Erosionsrinnen erhoben worden, kann die linienhafte Erosion abgeschätzt werden und zum oben bestimmten flächenhaften Bodenabtrag addiert werden, um den mittleren Gesamtbodenabtrag zu bestimmen.

Die Humusbilanz wird in SALCA durch die Humusbilanzierung nach Neyroud *et al.* (1997) berechnet. Die Humusbilanz entspricht der Summe aus Humusverlust und Humusneubildung. Der Humusverlust (Humusmineralisierung) wird unter Berücksichtigung von Tongehalt, pH-Wert und des Anteils von Hackfrüchten und

Kunstwiesen in der Fruchtfolge berechnet. Die Humusneubildung wird aus der zugeführten organischen Substanz (organische Dünger und Erntereste) bestimmt.

Die Erhebung der Variablen für SALCA-SQ erfordert einen beträchtlichen Aufwand, da parzellenweise eine detaillierte Erhebung der Bewirtschaftungsmassnahmen zu erfolgen hat. Zur Beschreibung der Bewirtschaftungsmassnahmen sind insbesondere folgende Variablen zu erheben:

- Angaben zur Parzelle/Standort : Fläche, Anteil Ton- und Humusgehalt, pH-Wert, Bodenart, Klima, geografische Hauptregion (Anzahl, Grösse und Häufigkeit der Erosionsrinnen) (Oberholzer *et al.* 2006).
- Fruchtfolge Ackerbau, parzellenweise: Saat-/Erntezeitpunkt der Hauptkultur und Zwischenkultur, Ernterückstände
- Tierhaltung: Beweidung, Besatzzeit und Besatzstärke
- Düngung: Menge, Art, Verdünnung (nur für Gülle)
- Bodenbearbeitung: Datum Pflügen Haupt- und Zwischenkultur und Fräsen zur Saatbettbereitung
- Befahrung: Fahrzeugtyp, Maschinengewicht (Leergewicht und Arbeitsgewicht), Achslastverteilung, Reifenbreite und –durchmesser.

13.4.2 RISE

In RISE wird der Zustand des Bodens (Bodenqualität) mithilfe von sieben Parametern erfasst, welche durch eine Normierung auf einer Skala von 0 (inakzeptabel) bis 100 (vollständig nachhaltige Handlungsweise) ausgegeben werden. Der Indikator Bodennutzung wird durch eine arithmetische Mittelung der sieben Parameter bestimmt.

Zentrales Element zur Erhebung der benötigten Inputdaten ist ein Interview mit dem Betriebsleiter.

Folgende sieben Parameter werden bestimmt:

- Bodenmanagement: Es wird bewertet, ob Bodenanalysen, Humus- und Nährstoffbilanzen berechnet und berücksichtigt werden. Ferner wird erfasst, ob die landwirtschaftliche Nutzfläche durch Degradation oder Versiegelung abgenommen hat oder durch Belebung der Fruchtbarkeit erhöht worden ist.
- Produktivität Pflanzenproduktion: analysiert Flächenerträge und Produktqualität, inklusive den Trend der vergangenen fünf Jahre. Die Normierung basiert auf einem Vergleich mit dem jeweiligen nationalen Durchschnitt.
- Humus: Dieser Parameter beruht auf einer Schätzung des Humusgehaltes sowie einer groben Berechnung der Humusbilanz unter Berücksichtigung der Fruchtfolge und Bewirtschaftung (Bodenbearbeitung, Düngung, Umgang mit Ernteresten). Ist die Humusbilanz ausgeglichen, erhält der Parameter Humus 50 Punkte, eine positive Bilanz von 20 kg Humus-C je ha und Jahr wird mit 1 Punkt bewertet (linear).
- Bodenreaktion: bewertet den pH-Wert des Bodens und prüft das Versalzungs- und Versauerungsrisiko. Dabei wird das Klima (humid/ arid) sowie die Ausbringung kalkzehrender Düngemittel berücksichtigt.
- Bodenverschmutzung: bewertet das Risiko von Einträgen von Schwermetallen wegen Ausbringung von Düngemitteln, Antibiotika und anderen Schadstoffen (z. B. wegen Nähe zu einer Autobahn oder Fabrik)
- Bodenerosion: bestimmt das Risiko von Wasser- und Winderosion unter Berücksichtigung von Klima und Topographie. Dabei stützt man sich auf Beobachtungen, Bodenparameter (z. B. grösste Hangneigung und Bedeckung des Oberbodens mit Steinen) und globale Erosionskarten (siehe <http://soils.usda.gov/use/>). Die Methode CORINE (Coordination of information on the environment) der europäischen Umweltagentur (EEA) dient der Abschätzung des Wassererosionsrisikos und basiert auf einer vereinfachten Version der allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (www.iwr.msu.edu/rusle). Das Risiko für Bodenerosion wird gemäss der deutschen Industrienorm (DIN) aus Bodenart und Humusgehalt abgeschätzt.
- Bodenverdichtung: Das Risiko einer Bodenverdichtung wird durch einige gezielte Fragen zum Gewicht der eingesetzten Maschinen, dem Bodenzustand und Massnahmen zur Bodenschonung während der Bewirtschaftung abgeschätzt.

13.4.3 MASC

Im Modell MASC werden folgende vier der gesamthaft 32 verfügbaren Inputattribute für die Bestimmung der Bodenqualität verwendet:

- Verdichtungsrisiko
- Erosionsrisiko
- Gehalt an organischem Material im Boden (SOM Indikator)
- Phosphor-Fruchtbarkeit.

Das Erosionsrisiko wird aus dem Bodenwassergehalt, der Art der Bodenbedeckung und -bewirtschaftung sowie der Krustenbildung lediglich qualitativ abgeschätzt. Das Verdichtungsrisiko benötigt als Inputgrößen zusätzlich zum Bodenwassergehalt und der Art der Bewirtschaftung den Bodentyp (Sand-, Schluff- und Tongehalt) sowie den Mechanisierungsgrad. In der Modellversion MASC 1.0 erfolgt die Abschätzung qualitativ, da die Autoren keine Indikatoren identifizieren konnten, die eine quantitative Abschätzung erlauben (Sadok *et al.* 2009). In der neuen Version MASC 2.0 wird mithilfe von sogenannten „arbres satellite“ ein qualitativer Indikator entwickelt (Craheix *et al.* 2012a)

Der Gehalt an organischem Bodenmaterial ergibt sich aus der Methode INDIGO (Sadok *et al.* 2009). Dabei werden die Indikatoren in der Form von Punktzahlen zwischen 0 und 10 gegeben, wobei Werte unter 7 als nicht akzeptabel angesehen werden. Der Gehalt an organischem Bodenkohlenstoff (C_{org}) wird als Funktion der Fruchtfolge, Bodenbearbeitung, dem Umgang mit Ernterückständen sowie der Anzahl von Düngungsdurchgängen während einer Vierjahresperiode bestimmt (Sadok *et al.* 2009). Der SOM-Indikator basiert auf dem Verhältnis des eingebrachten organischen Materials (abzüglich des Verlustes durch Mineralisierung) und dem empfohlenen Stickstoffbedarf. Dabei wird angenommen, dass $SOM = 1.72 \times C_{org}$. Nachteilig bei INDIGO wirkt sich aus, dass nur Acker- und Futterbau, nicht aber die Tierhaltung berücksichtigt wird.

Die Berechnung der Phosphorbilanz basiert auf der Erosion, der Menge eingebrachten Phosphor-Düngers sowie dem Düngungszeitpunkt (siehe <http://wiki.inra.fr/wiki/deximasc/package+MASC>). Die Gewichtung der vier Bodenattribute zum aggregierten Parameter ‚Bodenqualität‘ kann vom Anwender leicht angepasst werden (Craheix *et al.* 2012a; Craheix *et al.* 2012b).

13.4.4 ACV-SOL

Das Modell ACV-SOL ist modular aus verschiedenen Modellen aufgebaut, welche die Bodenerosion, die Veränderung des organischen Kohlenstoffgehalts sowie die Bodenverdichtung abschätzen. Die berechneten Indikatoren für die Bodenqualität bestehen im ACV-SOL aus

- dem jährlichen Bodenabtrag,
- der Veränderung des organischen Kohlenstoffs im Boden sowie
- der Bodenporosität.

Im Folgenden sind die Inputs für die drei Basismodelle aufgelistet.

Die Bodenerosion wird durch die universelle Bodenabtragungsgleichung (*universal soil loss equation* (USLE)) beschrieben, welcher den jährlichen Bodenabtrag durch Wasser durch die Bodenabtragungsgleichung

$$A = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P$$

13

berechnet, wobei

A: mittlerer jährlicher Bodenabtrag

R: Erosivitätsfaktor (Regen- und Oberflächenabflussfaktor)

K: Bodenerodierbarkeitsfaktor (Erodibilität des Bodens unter Standardbedingungen)

L: Hanglängenfaktor

S: Hangneigungsfaktor

C: Bodenbedeckungsfaktoren und -bearbeitungsfaktor

P: Erosionsschutzfaktor.

Die Berechnung obiger Faktoren in ACV-SOL benötigt Angaben über Klimaparameter (Temperatur und Niederschlag auf Monatsbasis), die Bodenbeschaffenheit, den organischen C-Gehalt, die Hanglänge und -neigung sowie über die Art der Kultur und die mechanische Bewirtschaftung.

Der organisch gebundene Kohlenstoffgehalt im Boden wird durch das Modell RothC (Rothamsted Carbon model, Jenkinson und Coleman (2008)) bestimmt, welches die Erhebung folgender Inputparameter voraussetzt:

- Klimadaten: langjährige Monatsmittelwerte von Temperatur, Niederschlag und Verdunstung;
- Bodendaten: Tongehalt, Ausgangsgehalt an organischem Kohlenstoff, Schichtdicke des Oberbodens;
- Bewirtschaftung: Bodenbedeckung, Input von organischem Dünger, Ertrag und Pflanzeninput (Typ/Menge/Zeitpunkt).

Die Bodenverdichtung wird durch das Modell COMPSOIL (O'Sullivan *et al.* 1999) abgeschätzt. Das Modell benötigt für die Berechnung folgende Inputs:

- Bodentextur, bestimmt mithilfe von fünf Bodentypen verschiedener Körnigkeit (grob bis sehr fein („coarse“, „moderately coarse“, „medium“, „moderately fine“ und „fine“), gemäss FAO- Bodenklassifikation)
- Niederschlag (zur Bestimmung des Bodenwassergehalts)
- Typ und Gewicht des Fahrzeugs, Raddurchmesser und -breite, Reifendruck.

Die Bestimmung der Bodenverdichtung erfolgt über die in COMPSOIL modellierte Veränderung der Bodenporosität.

13.4.5 EPIC

EPIC besteht aus verschiedenen Submodellen auf der Basis des Oberflächenmodells DAYCENT, einer Version des CENTURY SOC Modells, aber mit einem Zeitschritt von einem Tag sowie zusätzlichen Bodenprozessen (Parton *et al.* 1998). Deshalb müssen die meisten Inputdaten auf einer täglichen Auflösung zur Verfügung stehen. Das Modell ist neben der Modellierung des Bodenwasserhaushalts, des Gehalts an organischem Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor im Boden auch in der Lage, Emissionen (Methan, Lachgas und Stickstoffoxide) und das Pflanzenwachstum zu simulieren. Da das dynamische Modell EPIC komplex ist, können in den folgenden Abschnitten nicht sämtliche Inputparameter spezifiziert werden. Eine Anzahl von Parametern wird – insbesondere im C- und N-Modell von EPIC – als konstant angenommen oder mit einer einfachen Näherung parametrisiert (Izaurrealde *et al.* 2006). Das Modell verlangt für die einzelnen Bodenschichten (maximal können 10 Schichten angegeben werden) die folgenden Bodenparameter:

- Schichtdicke
- Feldkapazität
- Welkepunkt
- Wurzelanteil
- Ton-/Schluff- und Sandanteil
- Hydraulische Leitfähigkeit bei Sättigung
- Minimaler Wassergehalt
- pH-Wert.

Bodendichte, Porosität und Wasserrückhaltefähigkeit wird in EPIC explizit prognostiziert. Dabei scheint aber die Befahrung durch landwirtschaftliche Maschinen nicht berücksichtigt zu sein.

Für verschiedene Prozesse werden einige gängige Klimaparameter benötigt:

- Temperatur
- Niederschlagssumme
- Anzahl monatlicher Regentage
- Relative Feuchtigkeit

- Globalstrahlung (kann durch Sonnenscheindauer approximiert werden).

Im Folgenden werden die in den Modellen berechneten Indikatoren zusammen mit den benötigten Inputdaten skizziert.

- Erosion: Die wasser-induzierte Erosion wird mit der Boden-Abtragungsgleichung USLE berechnet. Für die Beschreibung der benötigten Inputparameter wird auf das Modell ACV-SOL verwiesen. In EPIC besteht die Möglichkeit, die Onstad-Foster Variante von USLE (Onstad und Foster 1975) oder MUSLE (Williams 1975) zu verwenden. Die beiden letzten Erweiterungen verlangen zusätzlich den täglichen Oberflächenabfluss sowie die maximale stündliche Abflussrate.
- Abfluss-Modell: Der Oberflächenabfluss und die maximale Runoff-Rate werden mit diesem Modell simuliert. Das Modell löst die verschiedenen Prozesse (Interzeption von Wasser auf Pflanzen, Verdunstung, Infiltration, Wassertransport zwischen den einzelnen Bodenschichten) detailliert auf. Dieses Modell benötigt zusätzlich zu verschiedenen Bodenparametern die Angabe des Tagesniederschlages, der Oberflächenrauigkeit sowie des Vegetationsanteils (Potter *et al.* 1998; Izaurralde *et al.* 2006).
- Winderosion: Dieser Parameter schätzt die potentielle Winderosion für eine ebene Fläche ab. Als Inputparameter braucht das Modell neben der mittleren täglichen Windgeschwindigkeit auch die (durch eine Parametrisierung gewonnene) Verteilung der Windgeschwindigkeit.
- Pflanzenwachstum: Die tägliche Zunahme von Biomasse wird mit der Näherung nach Monteith und Moss (1977) abgeschätzt. Als zusätzliche Inputparameter müssen drei pflanzenabhängige Konstanten sowie das Dampfdruckdefizit und die atmosphärische CO₂-Konzentration angegeben werden (Sotockle *et al.* 1992).
- C- und N-Modell: Berechnung des Stickstoff- und Kohlenstoffgehalts im Boden sowie der Emissionen von Methan, Lachgas und NO_x. Das Modell ist sehr detailliert und modelliert die Humusbildung unter Berücksichtigung der verschiedenen Funktionen von mikrobieller Biomasse und stabilem („passivem“) und „slow“ Humus (Izaurralde *et al.* 2006). Die Berechnungen verlangen u.a. die Angabe von Ernterückständen, Bodenbearbeitung und Düngungsmassnahmen.

13.5 Evaluation der Indikatoren

13.5.1 Vollständigkeit („completeness of scope“)

Es ist nicht möglich, sämtliche Prozesse im Boden exakt zu modellieren, da diese teilweise sehr kompliziert sind und nicht im Detail verstanden sind. Deshalb können auch komplexe Modelle nicht alle Prozesse simulieren. Zudem verlangen komplexe Modelle häufig eine Vielzahl von Parametern, welche teilweise schwierig zu erheben sind und u.U. räumlich (und zeitlich) starken Schwankungen unterworfen sind. Aufgrund von Expertenwissen (Oberholzer 2015, pers. Mitteilung) wurde die Vollständigkeit anhand der in Tabelle 64 aufgelisteten Kriterien bestimmt. Der Stickstoffkreislauf wird nicht im Rahmen der Bodenqualität bewertet, da die Nitratauswaschung in SALCA-Nitrat behandelt wird. Die Auswaschung von Phosphor wird ebenfalls nicht in den Kriterienkatalog aufgenommen, da dieser enger mit dem Bodenabtrag durch Erosion verknüpft ist (Doppelgewichtung vermeiden!). Der Stickstoff-Kreislauf wird hier nicht bewertet, da Auswaschung/Mineralisierung und N-Aufnahme von Ackerbaupflanzen in SALCA-Nitrat berechnet wird.

Tabelle 64: Vollständigkeit der Modelle. Die Bewertung beruht auf einer persönlichen Einschätzung des Hauptautors. Maximal werden bei idealer Erfüllung 10 Punkte vergeben, 0 Punkte weist auf ein massives Defizit hin, d.h. der Prozess oder Aspekt wird kaum oder nicht berücksichtigt.

Vollständigkeit	Bewertung				
	SALCA-SQ	RISE	MASC	ACV-SOL	EPIC
Kriterien					
Ist die Bewertung der Bodenqualität für einen Landwirtschaftsbetrieb möglich?	10	10	6	4	2

Vollständigkeit Kriterien	Bewertung				
	SALCA-SQ	RISE	MASC	ACV-SOL	EPIC
Inputparameter (Umfang)	8	5	5	10	10
Erosionsmodell (Detailgrad)	7	6	3	9	10
C-Modell (Wirkung auf Humusgehalt)*	8	6	6	9	10
Wasserhaushalt (Oberflächenabfluss, Bodenwasser)	0	2	3	6	10
Wird die Bodenverdichtung berücksichtigt und abgeschätzt?	10	5	4	10	4
Fließt der Einfluss der Bodenbedeckung ins Modell ein?	6	7	6	6	8
Wird der Einfluss von Pestiziden (auf die Mikroorganismen und Regenwürmer) berücksichtigt?	9	4	3	0	2
Total	57	45	36	51	56

Die Punktzahlen in Tabelle 64 basiert auf folgenden Einschätzungen:

Bewertung auf Stufe Betrieb

Die drei Modelle SALCA-SQ, MASC und RISE sind darauf ausgelegt, die Bodenqualität auf Stufe Betrieb zu bewerten. EPIC kann nur in Verbindung mit der Erweiterung APEX die Bodenqualität auf Stufe Betrieb bewerten. ACV-SOL wird vor allem auf Stufe Parzelle eingesetzt. Nachteilig wirkt sich bei MASC aus, dass das Modell nur für Ackerbaubetriebe eingesetzt werden kann.

Inputparameter

Insbesondere das Modell EPIC verlangt viele Inputparameter, welche nebst den üblichen Boden- und Klimaparametern, der Bewirtschaftung, dem Düngungsplan auch detaillierte Eingaben über die Bodenbedeckung und die C- und N-Anteile in den Ernteresten umfassen. Zudem werden die Inputparameter in Tagesschritten benötigt. Auch das dynamische Modell ACV-SOL braucht einen umfangreichen Inputdatensatz, sowohl bezüglich der Klimatologie, der Bodenstruktur als auch der Bewirtschaftungsmethoden. In MASC genügen oft ordinale Angaben (die Attribute werden kategorial z. B. in drei Stufen spezifiziert, mithilfe von verfügbarer Literatur oder Expertenwissen); klimatologische Parameter, Hangneigung und Bodendichte sind für die Berechnungen nicht erforderlich. Für die Bestimmung der sieben Bodenindikatoren in RISE müssen vom Betriebsleiter verschiedene Fragen (häufig Ja/Nein-Fragen) beantwortet werden. Detaillierte Aufzeichnungen sind meist nicht nötig, beim Indikator Bodenerosion werden eigene Beobachtungen berücksichtigt.

Erosionsmodell

In SALCA-SQ wird die Erosion mit einer vereinfachten Version von Mosimann und Rüttimann (1995, 1996) bestimmt und damit gewisse Aspekte vernachlässigt (z.B. Aggregation von über 20 Hauptregionen auf die oben spezifizierten fünf Hauptregionen). Zudem kommt eine vereinfachte Version der Bodenabtragungsgleichung zur Verwendung. In RISE wird ebenfalls eine vereinfachte Version der Bodenabtragungsgleichung eingesetzt. Der Effekt des Humusgehalts wird nicht berücksichtigt. Hingegen zieht RISE beobachtete Erosionsereignisse in die Abschätzung mit ein. MASC schätzt das Erosionsrisiko qualitativ ab, basierend auf Expertenwissen. Die Bodenbearbeitung wird in vier unterschiedlichen Stufen (Direktsaat, minimale Bodenbearbeitung, gelegentliches Pflügen, regelmässiges Pflügen) angegeben. Grosses Gewicht wird dem Fehlen der Bodenbedeckung während „kritischer“ Perioden zugeschrieben. Das Modell ACV-SOL bestimmt die Erosion mit einer angepassten Bodenabtragungsgleichung und berücksichtigt alle wesentlichen Einflussfaktoren der Erosion. EPIC bestimmt die wasser-induzierte Erosion und die Winderosion. Beide Erosionsarten werden aufwändig

modelliert, was einen hohen Inputdatenbedarf zur Folge hat (wie z. B. täglicher Oberflächenabfluss, maximale stündliche Abflussrate oder die Verteilung der Windgeschwindigkeit).

C-Modell (Humusgehalt)

SALCA bestimmt die Humusbilanz (für den Ackerbau) detailliert gemäss Neyroud *et al.* (1997). Der Abbau („Mineralisierung“) organischer Substanz wird mit der Zufuhr organischer Substanz (organische Dünger und Erntereste) verglichen. Die Methode macht also keine Aussage über den absoluten Humusgehalt in Böden wie dies in C-Simulationsmodellen der Fall ist. In SALCA wird deshalb zusätzlich die Ausgangsmenge organischer Substanz abgeschätzt. In RISE wird eine (vereinfachte) Humusbilanz nur auf Ackerflächen berechnet. Deshalb unterschätzt RISE den Humusgehalt auf Dauergrünland deutlich (Kuntze *et al.* 1994). Die in MASC verwendete Methode INDIGO (Sadok *et al.* 2009) zur Bestimmung des Humusgehalts berücksichtigt mit den Parametern Bodenbearbeitung, Fruchtfolge und Häufigkeit der Düngung die wichtigsten Einflussfaktoren in genügender Weise; vereinfacht aber die Mechanismen so, dass die Machbarkeit (Dateninput) akzeptabel bleibt. Das dynamische Simulationsmodell RothC (Jenkinson und Coleman 2008), welches im Modell ACV-SOL angewendet wird, modelliert alle wichtigen Prozesse des Humusaufbaus und -abbaus. Dabei werden die Gehalte an C_{org} in fünf verschiedenen Kompartimenten in monatlichen Schritten berechnet. In EPIC wird der Gehalt an organischem C und N in drei verschiedenen Kompartimenten mit hoher Detailtreue berechnet. Dabei werden beispielsweise auch die Auswaschung sowie der Verlust in gasförmiger Form berücksichtigt.

Wasserhaushalt

In SALCA wird die Bodenfeuchte sowie die Oberflächenabfluss nicht bestimmt. RISE modelliert den Wasserhaushalt ebenfalls nicht direkt. Hingegen existieren vier Parameter zum Thema „Wassernutzung“ (Wassermanagement, Wasserversorgung, Wassernutzungsintensität und Risiken für die Wasserqualität), welche gewisse Rückschlüsse auf den Oberflächenabfluss zulassen (z. B. die Frage nach Pegelständen oder nach der Verschlechterung der Wasserqualität in den letzten 5 Jahren). In MASC kann der Bodenwasserhalt sehr approximativ aus den folgenden beiden Indikatoren abgeschätzt werden: (i) Bewässerung während Trockenperioden und (ii) Wasserverbrauch von Ackerkulturen. Das Modell ACV-SOL berechnet den Bodenwassergehalt mit dem COMPSOIL Modell mithilfe von Boden- und Niederschlagsdaten. In EPIC ist ein Abflussmodell integriert, welches den Oberflächenabfluss und die höchste Runoff-Rate simulieren kann. Dabei werden die verschiedenen Prozesse wie Interzeption, Verdunstung, Infiltration, und der Wassertransport zwischen den verschiedenen Schichten berücksichtigt. Damit lässt sich der Bodenwassergehalt und sowie der Oberflächenabfluss prognostizieren.

Bodenverdichtung

Der Abschätzung der Bodenverdichtung durch Befahrung und Beweidung wird in SALCA grosses Gewicht beigemessen. Dabei wird für jede Befahrung der Bodendruck unter den Rädern sowie der befahrene Flächenanteil berechnet und daraus ein Risiko abgeleitet. RISE bestimmt das Risiko einer schädlichen Bodenverdichtung durch sieben Ja/Nein-Fragen, welche in direktem Zusammenhang mit Hinweisen zur Verdichtung stehen. MASC schätzt das Verdichtungsrisiko qualitativ aufgrund des Bodentyps und –feuchte sowie des Mechanisierungsgrades ab. Es werden aber keine einzelnen Befahrungen berücksichtigt. In ACV-SOL wird die Bodenverdichtung mit einem hochentwickelten Modell abgeschätzt: COMPSOIL (O'Sullivan *et al.* 1999) berechnet die Ausbreitung der mechanischen Spannung im Boden durch Belastung und ist damit in der Lage, die Verdichtung (im Modell durch die Lagerungsdichte simuliert) getrennt für den Oberboden (0-30 cm) und Unterboden (30-50 cm) auszugeben. EPIC prognostiziert die Bodendichte ebenfalls explizit. Befahrung scheint dabei aber nicht explizit berücksichtigt zu sein, vielmehr werden Dichteveränderungen durch das Einpflügen von Ernteresten simuliert.

Einfluss Bodenbedeckung

SALCA-SQ berücksichtigt die Bodenbedeckung bei der Berechnung des Erosionsrisikos durch den Einbezug der Zwischenkulturen vor Sommerkulturen. In RISE wird bei der Bestimmung des Wassererosionsrisikos für

jede Fruchtfolge die Bodenbedeckung nach den Anteilen der Kulturen einbezogen. Auch im Modell MASC ist die Bodenerosion eine Funktion der Bodenbedeckung. Einzelheiten sind jedoch trotz Nachfrage bei den verantwortlichen Autoren nicht verfügbar. Im Modell ACV-SOL fließt die Bodenbedeckung via dem Bodenbedeckungsfaktor und dem Bodenbewirtschaftungsfaktor C in die Berechnung der wasserinduzierten Erosion ein. In EPIC wird die Bodenbedeckung nicht nur für die wasserinduzierte Erosion, sondern auch für die windinduzierte Erosion sowie das Humusmodell verwendet.

Pestizide

SALCA-SQ berücksichtigt sowohl die Menge, den Zeitpunkt sowie die Behandlungshäufigkeit von Pflanzenschutzmitteln (Fungizide, Insektizide, Herbizide) für die Bestimmung der toxischen Auswirkung auf die Regenwürmer sowie Bodenmikroorganismen. RISE behandelt die negativen Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln nicht beim Indikator „Bodennutzung“, sondern beim Indikator „Biodiversität und Pflanzenschutz“. Dabei wird zusätzlich zu detaillierten Fragen zum Pflanzenschutzmanagement (z. B. „Werden Schadorganismen vor dem Spritzen verlässlich bestimmt?“) eine Liste der toxischen Pflanzenschutzmittel verlangt, wobei die Bewertung auf einer vereinfachten Version des „Environmental Impact Quotient“ (Kovach *et al.* 1992) basiert. Diese Methode beruht auf der Persistenz und Toxizität von Aktivsubstanzen auf verschiedene Organismengruppen. Die tiefere Bewertung von RISE lässt sich durch eine rudimentäre Bewertung der Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf die Bodenlebewesen (insbesondere Regenwürmer) erklären. In MASC wird getrennt für die Insektizide, Fungizide und Herbizide der sogenannte „Treatment Frequency Index“ berechnet, welcher die Anzahl Behandlungen pro Jahr mit einer Standarddosis (auf der Basis von Aktivsubstanzen) angibt. Da diese Information aber lediglich für das Gesundheitsrisiko verwendet wird, wird auch MASC mit einer tiefen Punktzahl bewertet. ACV-SOL vernachlässigt den Einfluss von Pflanzenschutzmitteln auf die Bodenqualität. EPIC simuliert zwar den Transport und Abbau von Pestiziden sowie deren Konzentration und die aquatische Toxizität, nicht aber deren toxische Wirkung auf Mikroorganismen und die Regenwurmpopulation im Boden.

13.5.2 Bewertung der Robustheit und Unsicherheiten

Alle untersuchten Modelle beruhen auf zumeist groben Parametrisierungen der physikalisch und chemisch hoch komplexen Prozesse im Boden. Deshalb muss bei allen Modellen mit einem hohen Unsicherheitsfaktor der Ergebnisse gerechnet werden. Bei der Abschätzung der Unsicherheit stehen hier aber in erster Linie nicht die Unsicherheit in den Parametrisierungen im Vordergrund, sondern vielmehr die Unsicherheiten, welche durch die Art und Kontrolle der Datenerhebung entstehen. Da der Datenbedarf für einige Modelle hoch ist, müssen fehlende Werte durch Defaultwerte ersetzt werden, was eine zusätzliche Fehlerquelle darstellt. Sensitivitätsstudien und Modellvalidierungen, d.h. der Vergleich von Modellergebnissen mit direkten Erhebungen im Feld (Messung, Befragung des Betriebsleiters) sind dabei wichtige Instrumente für eine Abschätzung der Robustheit und der Unsicherheiten.

Datenquellen

Dieser Aspekt erfasst die Qualität der Datenerhebung. Dabei sind Kontrollen auf dem Betrieb und Plausibilitätsprüfungen von besonderer Bedeutung. Zudem können zu starke Vereinfachungen wegen unzureichendem Datenumfang oder mangelnder Genauigkeit zu Fehlern führen.

SALCA-SQ

In SALCA-SQ werden die Eingangsvariablen zu den einzelnen Parzellen wie Bodentyp, Fruchtfolge im Ackerbau, Düngung und Bodenbearbeitung durch eine Betriebsanfrage erhoben. Dabei können die Daten aus dem Instrument AgroTech, welches die Erfassung sämtlicher produktionstechnischer Daten eines Landwirtschaftsbetriebes ermöglicht und zur Erbringung des Ökologischen Leistungsnachweises eingesetzt werden kann, genutzt werden. Ebenso können die Daten aus der Suisse-Bilanz verwendet werden, welche zum Nachweis einer ausgeglichenen Stickstoff- bzw. Phosphorbilanz gemäss der Direktzahlungsverordnung (DZV) zur Erfüllung des ökologischen Leistungsnachweises (ÖLN) dienen. Zusätzliche Hof- und Feldbegehungen erschliessen eine weitere Quelle für die Datenerhebung, sind aber nicht zwingend nötig. Sowohl die Daten aus AgroTech als auch der Suisse-Bilanz werden auf ihre Plausibilität geprüft. Zudem werden die

Eingabevariablen in SALCA einer weiteren Plausibilitätsprüfung unterzogen. Es kann deshalb von einer ausreichend hohen Qualität der Eingangsvariablen ausgegangen werden. Zudem ist es möglich, für fehlende Parameter Defaultwerte einzusetzen (z. B. können fehlende Maschinenangaben durch die Maschinendaten aus einem Standardszenario ersetzt werden).

RISE

In RISE werden die Eingangsdaten grösstenteils durch ein Interview mit der leitenden Person des Betriebes und einer kurzen Begehung erhoben. Die Datenerhebung dauert, ausser auf sehr komplexen und grossen Betrieben weniger als drei Stunden. Eine Plausibilitätsprüfung der Eingangsvariablen findet nicht statt. Angaben über Klima (Temperatur- und Niederschlagsverhältnisse), Erosivität (Wasser und Wind) und Bodendaten können aus Datenbanken von Institutionen wie der FAO und den nationalen Statistikämtern bezogen werden (Grenz *et al.* 2012a).

MASC

MASC schätzt die beiden Indikatoren „Bodenverdichtung“ und „Erosionsrisiko“ lediglich qualitativ ab, nur der Indikator über den Humusgehalt wird mit der Methode INDIGO berechnet. Die Genauigkeit hängt deshalb weitgehend von Expertenwissen ab und kann nur ungenügend plausibilisiert werden. Die Gewichtung der einzelnen Kriterien kann - mit Ausnahme der Ebene der Grundindikatoren - vom Anwender modifiziert werden (Sadok *et al.* 2009).

ACV-SOL

ACV-SOL benötigt sehr detaillierte Eingangsvariablen – sowohl bezüglich der Bewirtschaftung als auch der Boden- und Klimaeigenschaften. Der Bodentyp kann bei Bedarf globalen Datenbanken entnommen werden, was bei hoher räumlicher Variabilität des Bodentyps zu einem nicht zu unterschätzenden Fehler führen dürfte. Gewisse Parameter wie beispielsweise der Bodenwassergehalt werden durch Modelle berechnet (in diesem Fall erfolgt die Abschätzung mithilfe von Boden- und Niederschlagsdaten). Eine Plausibilitätsprüfung der Daten ist nicht implementiert. Die Daten für den Indikator „Gehalt an organischer Substanz“ werden parzellenweise via Erhebungsbogen gesammelt, die übrigen Indikatoren basieren auf der Einschätzung von Experten.

EPIC

Das dynamische Modell EPIC (und die Erweiterung APEX) wird vor allem für die Berechnung des Wasserhaushalts, der Erosion sowie C_{org} verwendet und erfordert einen sehr detaillierten Inputdatensatz, insbesondere bezüglich der Bodeneigenschaften in verschiedenen Bodenschichten. Die Datenerhebung verlangt deshalb anspruchsvolle Messungen auf den verschiedenen untersuchten Parzellen, Plausibilitätskontrollen sind keine vorgesehen. Zudem wird ein umfangreicher Parameterdatensatz sowie diverse Gleichungskoeffizienten benötigt, welche teilweise schwierig abzuschätzen sind (Wang *et al.* 2006). Diese Fakten führen bei EPIC zu einer tieferen Bewertung als bei den anderen vier analysierten Modellen.

Validierung

In diesem Abschnitt wird untersucht, inwiefern die Modellergebnisse überprüft und verifiziert worden sind (z.B. via Befragungen oder Messungen) und ob das Modell die von Experten erwarteten Ergebnisse liefert oder mit Messresultaten übereinstimmt.

SALCA-SQ

Die Ergebnisse von SALCA-SQ wurden in diverse Studien verifiziert. Marbot (2012) untersuchte anhand von 14 Betrieben aus dem kantonalen Aargauer Bodenmonitoring (KABO), ob sich die Bewertung der Bodenqualität mit SALCA-SQ durch Aussagen von Landwirten bestätigen lässt. Die Studie schliesst aus der Analyse, dass die Ergebnisse von SALCA-SQ nur teilweise mit den Aussagen der Landwirte verifiziert werden können. Die beiden Indikatoren Grobporenvolumen und Aggregatstabilität konnten häufig bestätigt werden, nicht zuletzt weil die Landwirte die Problematik der Bodenverdichtung gut einschätzen können. Oberholzer *et al.* (2012) schliessen aus einer Plausibilisierung für Ackerbaubetriebe für drei Fruchtfolgen mit jeweils fünf Düngungsvarianten, dass die Modellergebnisse von SALCA-SQ weitgehend mit Aussagen von Experten übereinstimmen. Echte Validierungen sind für die Humusbilanz in einer Masterarbeit (Holenstein 2010) und in

einem internationalen Projekt auf der Basis vier weiterer Humusbilanzen anhand Daten von 20 Langzeitversuchen der Schweiz, Deutschland, Schweden und Russland durchgeführt worden (Publikation in Vorbereitung). Ergebnisse von Terranimo® dienen der Abschätzung des Bodendrucks in 35 cm Tiefe (für das Verdichtungsrisiko). Terranimo® ist ein Simulationsmodell für die Berechnung des Bodenverdichtungsrisikos beim Einsatz von landwirtschaftlichen Fahrzeugen (siehe <https://www.terranimo.ch/>). Weitere Validierungen mit Vergleichen von direkten Indikatoren mit Beobachtungen auf dem Feld (z. B. der Regenwurmbiomasse oder des Grobporenvolumens) sind nicht durchgeführt worden.

RISE

In RISE wurden bisher keine Validierungen der Ergebnisse vorgenommen. Da das Modell jedoch weltweit angewendet wird und die Fragestellungen (wie bei den anderen Modellen) aus Praxiswissen und Forschungsergebnissen stammen, darf vermutet werden, dass zumindest einige wichtige Aspekte der modellierten Bodenqualität mit Beobachtungen übereinstimmen.

MASC

Die in MASC verwendeten qualitativen Bodenindikatoren „Bodenverdichtung“ und „Erosionsrisiko“ wurden nicht validiert. Eine Ausnahme bildet der Indikator „Gehalt an organischer Substanz“ aus der INDIGO-Methode (Bockstaller *et al.* 1997).

ACV-SOL

Die in ACV-SOL implementierten Modelle für Erosion (RUSLE2) und Humusgehalt (RothC) und Bodenverdichtung (COMPSOIL) sind in vielen Studien verifiziert und validiert worden. RUSLE2 (http://fargo.nserl.purdue.edu/rusle2_dataweb/RUSLE2_Index.htm) ist global anwendbar und in zahlreichen Studien (Renard und Ferreira 1993; Dabney *et al.* 2006; Ismail und Ravichandran 2008) getestet und validiert worden. Das gleiche gilt für das Modell RothC (Coleman *et al.* 1997; Jenkinson und Coleman 2008).

EPIC

Das Modell EPIC (und die Erweiterung APEX) wurden in den vergangenen Jahren sorgfältig validiert. Izaurralde *et al.* (2006) vergleichen u.a. den mit EPIC berechneten Humusgehalt mit anderen Modellen (u.a. dem in ACV-SOL verwendeten Modell RothC) sowie langjährigen Beobachtungen.

Sensitivität

In diese Bewertung fließt ein, ob Sensitivitätsstudien vorliegen und ob das Modell sensitiv auf (erwartete) Veränderungen der Bodenqualität z. B. durch Befahrungen antwortet.

SALCA-SQ

In SALCA-SQ ist es sehr schwierig, die Sensitivität zu erfassen, da die Bodenqualität nicht einfach aus der Summe der Einzelkomponenten (=direkte Indikatoren) sondern durch jeden einzelnen Indikator bestimmt wird. Das Modell unterstellt eine Gefährdung der Bodenqualität, sobald ein einzelner Indikator im kritischen Bereich liegt. Sehr vorteilhaft ist, dass die direkten Indikatoren einen direkten Bezug zu einer oder mehreren Bodenfunktionen aufweisen und durch die Bewirtschaftung mittelfristig beeinflussbar sind. Oberholzer *et al.* (2010) untersuchten in einer Plausibilisierung für Ackerbaubetriebe, welche Eingangsgrößen einen entscheidenden Einfluss auf das Modellergebnis haben. Dabei wurden drei Fruchtfolgen mit je fünf Düngungsvarianten analysiert. Die Abschätzung der Wirkung der drei Fruchtfolgen auf die Bodenqualität anhand des Modells zeigte, dass nicht nur die Fruchtfolge selbst, sondern die Art und Menge der Düngung, das Ernterückstandsmanagement und die Bodenbearbeitung entscheidend sind für die Wirkung. Verschiedene weitere Untersuchungen in Oberholzer *et al.* (2010) machen deutlich, dass SALCA-SQ i.a. sensitiv auf verschiedene Bewirtschaftungsweisen reagiert. Weitere Arbeiten sind in Nemecek *et al.* (2005) und Nemecek *et al.* (2011) zu finden, welche SALCA-SQ in den beiden Anbausystemversuchen DOK und Burgrain verifizieren.

RISE

Es bestehen keine Studien von unabhängiger Seite, welche die Sensitivität von Eingangsvariablen auf die sieben Parameter untersuchen, welche in RISE den Zustand des Bodens charakterisieren (Grenz 2015, pers. Mitteilung). Gemäss Grenz (2015, pers. Mitteilung) können zur Sensitivität des Bodenmodells folgende

qualitativen Aussagen gemacht werden: (i) die relativ grosse Anzahl von sieben Bodenparametern in RISE führt zu einem starken „Ausmitteln“ des Indikators ‚Bodennutzung‘, (ii) Betriebe in Mitteleuropa erhalten bei den drei Parametern Humus, Bodenerosion und –verdichtung tendenziell niedrigere Punktwerte, was vor allem auf die Hackfrüchte zurückzuführen ist.

MASC

Drei der vier Bodenindikatoren in MASC (Verdichtungs- und Erosionsrisiko, P-Fruchtbarkeit) wurden nicht auf ihre Sensitivität geprüft. Bockstaller *et al.* (1997) beschreiben die Sensitivität des Indikators für den Humusgehalt auf Ackerbaudaten (Fruchtfolge und Ertrag) und Bodeneigenschaften (Ton- und Kalkgehalt). Zudem kann die Gewichtung der einzelnen Indikatoren (mit Ausnahme der Ebene der Grundindikatoren) zum aggregierten Bodenqualitäts-Indikator selbst bestimmt werden, da MASC ein multikriterielles Modell hinterlegt ist. Mit der Gewichtung lässt sich damit die Sensitivität des aggregierten Bodenqualitäts-Indikators auf die vier spezifischen Bodenindikatoren „einstellen“. Einige weitere Arbeiten zur Sensitivität von MASC liegen vor: So schliessen Carpani *et al.* (2012) aus ihren Untersuchungen, dass MASC verschiedene Ackerbausysteme nur ungenügend diskriminiert. Zudem weist die Studie darauf hin, dass Erosion und Bodenverdichtung den grössten Einfluss auf die Bodenqualität ausüben.

ACV-SOL

Die Sensitivität der verschiedenen Teilmodelle von ACV-SOL wurde in zahlreichen Sensitivitätsstudien getestet. So zeigen Garrigues *et al.* (2012) mit Hilfe von Fallstudien in verschiedenen Ländern, dass das Modell RothC vor allem sensitiv auf den Düngerinput und Pflanzenreste reagiert, die Sensitivität der durch das Modell COMPSOIL berechneten Bodenverdichtung in Böden mit zunehmendem Lehmanteil abnimmt oder die Erosion stark von der Verteilung des Niederschlags sowie der Hangneigung beeinflusst wird. Aus einer Arbeit über den C_{org}-Gehalt slovakischer Böden (Barančíková *et al.* 2010) wird geschlossen, dass das Modell „genügend“ sensitiv auf den Eintrag von organischem Material und die Temperatur reagiert. O'Sullivan *et al.* (1999) schliessen nach einer Validierung des Modells COMPSOIL, dass die Bodenverdichtung stark vom Bodenwassergehalt abhängt, was sich durch die gewählten Parametrisierungsnäherungen direkt erklären lässt.

EPIC

Zum dynamischen Modell EPIC (und der Erweiterung APEX) sind verschiedene Sensitivitätsstudien publiziert (Wang *et al.* 2006; Wang *et al.* 2014). So wird in Wang *et al.* (2006) mit anspruchsvollen Sensitivitätsmodellen analysiert, welche Inputdaten einen signifikanten Einfluss auf die Ergebnisse ausüben. Die Ergebnisse zeigen, dass von den zahlreichen Inputgrössen und nötigen Koeffizienten in den Parametrisierungsgleichungen häufig nur einige wenige wichtig sind (z. B. für die Winderosion der Wert des Koeffizienten in der Gleichung zur Berechnung der Windverteilung oder der C-Faktor zur Berechnung der Wassererosion oder der Anteil des Humus im „passiven Pool“ für die Änderung von C_{org}). Zudem wird betont, dass die Sensitivität vom Jahresgang der Witterung abhängt. Wang *et al.* (2012) geben einen vollständigen Überblick über die (anspruchsvolle) Kalibrierung und Validierung des Modells. Da die potentielle Bodenverdichtung durch Befahrung von landwirtschaftliche Maschinen in EPIC nicht integriert ist, kann diesbezüglich keine Sensitivität abgeschätzt werden.

Tabelle 65: Robustheit und Unsicherheiten der Modelle. Die Bewertung beruht auf einer persönlichen Einschätzung des Hauptautors. Maximal werden bei idealer Erfüllung 10 Punkte vergeben, 0 Punkte weist auf ein massives Defizit hin, d.h. der Prozess oder Aspekt wird kaum oder nicht berücksichtigt.

Robustheit und Unsicherheit	Bewertung				
	SALCA-SQ	RISE	MASC	ACV-SOL	EPIC
Datenquellen (Erhebung der Eingangsvariablen)	8	6	5	6	5
Validierung der Modellergebnisse	7	2	4	9	9
Sensitivität	8	2	5	9	9

Robustheit und Unsicherheit	Bewertung				
	Kriterien	SALCA-SQ	RISE	MASC	ACV-SOL
Total	23	8	14	25	23

13.5.3 Transparenz und Reproduzierbarkeit

Bei allen fünf untersuchten Modellen werden die Berechnungen grundsätzlich offengelegt.

SALCA

Die Struktur sowie die Grundlagen der Methodik von SALCA-SQ sind in Oberholzer *et al.* (2006) nachzulesen. Eine präzise Beschreibung der Einzelheiten des Modells sowie der Eingabeparameter ist nicht verfügbar. Eine Zusammenstellung der Berechnungen fehlt auch den Experten, die Berechnungen können nur durch eingehende Analysen der Berechnungsformeln in Microsoft Excel® nachvollzogen werden. Weitere Informationen und Codierungen (wie z. B. Gewichtungsfaktoren, Fahrspurflächenanteil bei Befahrung oder Humifizierungsraten) können in der Form von Exceltabellen eingesehen werden. SALCA erlaubt problemlos das Monitoring eines Betriebes über mehrere Jahre sowie den Vergleich von Betrieben untereinander. Die Fehleranfälligkeit bei der Dateneingabe ist bei SALCA beschränkt, da die Struktur der Dateneingabe (Inventarfile) genau vorgegeben ist.

RISE

Eine knappe Beschreibung der sieben in RISE verwendeten Bodenparameter kann Grenz *et al.* (2012a) entnommen werden. Eine detaillierte Beschreibung der Berechnungen ist für Externe nicht verfügbar, zudem lässt sich dem Handbuch zur Version RISE 2.0 keine vollständige Liste der Literatur über die Methodik entnehmen, mit Ausnahme des Parameters „Bodenerosion“. Dank der auf die Skala von 0 bis 100 normierten Indikatoren, lassen sich Betriebe problemlos vergleichen. Dies gilt auch für Zeitreihen eines einzelnen Betriebes. Die Unsicherheit bei der Datenerhebung durch den Experten ist bei RISE als relativ hoch einzustufen, da die Qualität weitgehend von der Qualität des Interviews mit dem Betriebsleiter abhängt.

MASC

MASC wird in verschiedenen wissenschaftlichen Publikationen beschrieben, welche die beiden grundlegenden Komponenten (Input mehrheitlich in Form qualitativer Attribute; Einsatz eines Entscheidungsbaumes für eine Gesamttaggregation) zwar gut beschreiben (Sadok *et al.* 2009; Craheix *et al.* 2012b; Ravier *et al.* 2015), die Details jedoch weitgehend offen lassen. Ein Vergleich von Betrieben ist als eher kritisch einzustufen, da die Entscheidungsregeln und Gewichte je nach Ausrichtung des Betriebes angepasst werden können/sollten. Das Modell ist auch wenig für Studien über die zeitliche Entwicklung der Bodenqualität eines Einzelbetriebs geeignet, insbesondere wegen der groben qualitativen Klassierung („tief“, „mittel“, „hoch“) aller vier Attribute, welche in MASC für die Berechnung der Bodenqualität einfließen. Die qualitative Bewertung der Attribute und die – mit Ausnahme der Ebene der Grundindikatoren - freie Zuweisung von Gewichten (Sadok *et al.* 2009) führen zu nicht unerheblichen Unsicherheiten beziehungsweise Schwierigkeiten bei der Dateneingabe.

ACV-SOL

Da ACV-SOL aus mehreren bereits gut validierten und ausführlich beschriebenen Teilmodellen besteht, sind die Methoden auch für Externe gut nachzuvollziehen, benötigen aber teilweise Vorkenntnisse der physikalischen, chemischen und biologischen Prozesse im Boden. Vergleiche zwischen Betrieben sind zwar bei ausreichender Datenlage möglich, jedoch insbesondere bei der Bodenverdichtung (Modell COMPSOIL) problematisch, da sich der Modelloutput auf die Berechnung des Bodendichte-Profiles beschränkt. Eine Umrechnung in die Abnahme der Bodenporosität ist aber gemäss Corson (2014) möglich.

EPIC

Das in EPIC implementierte System an Parametrisierungsgleichungen ist zwar in den beiden Artikeln (Williams *et al.* 1998; Izaurralde *et al.* 2006) vollständig aufgelistet, aber wohl für Dritte wegen der hohen Komplexität nur schwer nachzuvollziehen. Da dieses Modell frei erhältlich ist (inklusive Quellcode aller Subroutinen in

Fortran), kann die Modellierung exakt nachvollzogen werden (siehe EPIC 2015). Izaurrealde *et al.* (2006) zeigen anhand verschiedener mehrjähriger Fallstudien, dass das Modell geeignet ist, Zeitreihen des Gehalts an organischer Bodensubstanz zu simulieren. Etwas kritischer wird die Dateneingabe beurteilt: die grosse Anzahl benötigter Eingangsvariablen sind teilweise nur durch aufwendige Messungen zu ermitteln, wie beispielsweise der Feldkapazität, der Verteilung der Wurzeln im Boden oder des Welkepunktes in verschiedenen horizontalen Bodenschichten.

Tabelle 66: Transparenz und Reproduzierbarkeit der Modelle. Die Bewertung beruht auf einer persönlichen Einschätzung des Hauptautors. Maximal werden bei idealer Erfüllung 10 Punkte vergeben, 0 Punkte weist auf ein massives Defizit hin, d.h. der Prozess oder Aspekt wird kaum oder nicht berücksichtigt.

Transparenz und Reproduzierbarkeit	Bewertung				
	SALCA-SQ	RISE	MASC	ACV-SOL	EPIC
Ist die Methode (Berechnungsverfahren) für externe nachvollziehbar/ einsehbar?	7	3	5	8	9
Vergleichbarkeit zwischen Betrieben und Vergleichbarkeit eines Betriebes im Zeitverlauf	10	8	4	7	8
Fehleranfälligkeit/ Unsicherheit Dateneingabe (Sachbearbeiter)	8	5	3	7	5
Total	25	16	16	25	20

13.5.4 Anwendbarkeit: Kommunizierbarkeit und Praxistauglichkeit

Hier wird sowohl die Machbarkeit (Sind die Daten für potentielle Modellanwender zugänglich? Wie hoch ist der Aufwand für die Datenerhebung? Ist das Programm anwenderfreundlich?) als auch die Kommunizierbarkeit (Wie gut lassen sich die Ergebnisse gegenüber Dritten kommunizieren? Wie werden die Ergebnisse dargestellt? Lassen sich die Ergebnisse einfach interpretieren?) bewertet.

Kommunizierbarkeit

Dieser Aspekt versucht zu bewerten, ob die Ergebnisse den Betriebsleitern sowie den interessierten Stakeholdern mit vertretbarem Aufwand kommuniziert werden können. Dazu gehört beispielsweise auch die Möglichkeit, die Ergebnisse in aggregierter Form zu präsentieren oder ob diese eine Grundlage für eine Zertifizierung bilden.

SALCA-SQ

Die Interpretation der in SALCA-SQ berechneten direkten Indikatoren verlangt eine intensive Einarbeitung in die Modellstruktur. Vorteilhaft ist, dass sich – wie in Marbot (2012) gezeigt – für Kommunikationszwecke zwei ‚abstrahierte‘ Indikatoren bilden lassen: (i) Indikator „Kohlenstoff“ (aus den Indikatoren, welche die Humusbilanz als Wirkungsklasse enthalten) und (ii) Indikator „mechanische Belastung“ (enthält die beiden Indikatoren Regenwurmbiomasse und Grobporenvolumen). Eine einfache grafische Darstellung der Ergebnisse ist nicht implementiert.

RISE

Durch die Normalisierung auf eine Skala von 0 bis 100 sowie der Visualisierung der Ergebnisse in einem Nachhaltigkeitspolygon werden die Ergebnisse auch von Stakeholdern rasch erfasst, welche keine vertiefte Erfahrung im Bereich Nachhaltigkeit vorweisen können (Grenz *et al.* 2012a). Die Ergebnisse von RISE und mögliche Massnahmen zur Verbesserung der Bodenqualität werden üblicherweise dem Betriebsleiter in einem Feedbackgespräch kommuniziert. Bei Aufträgen – etwa an Behörden oder Industrieunternehmen – werden meist Betriebsgruppen bewertet (Grenz *et al.* 2012a), wobei bei der Präsentation der Ergebnisse immer strikt darauf geachtet wird, dass keine Einzelbetriebe identifiziert werden können.

MASC

Der Entscheidungsbaum in MASC generiert eine einzige Bewertung der gesamten Nachhaltigkeit eines Betriebs. Das Ergebnis ist dank der einfachen Baumdarstellung (mit Angaben zu den Gewichten) einfach zu verstehen. Hingegen ist die Berechnung der einzelnen Indikatoren (häufig auch qualitativer Art) kaum nachvollziehbar. Zudem wird die Kommunizierbarkeit durch die freie Wahl der Gewichte für Dritte eher erschwert, bietet aber dem Betriebsleiter die Möglichkeit, eigene Schwerpunkte zu setzen.

ACV-SOL

Die Resultate der einzelnen für die Abschätzung der Bodenqualität nötigen Modelle verlangen Expertenwissen und sind für Betriebsleiter und Personen mit wenig Wissen im Bereich der Bodenqualität daher schwierig zu interpretieren.

EPIC

Das dynamische Modell EPIC ist zwar als Open Source (in der Programmiersprache Fortran) erhältlich, inklusive ausführlichem Handbuch. Die Einarbeitungszeit und die schiere Fülle von nötigen Eingabeparametern erschweren die praktische Anwendung doch erheblich. Die Kommunizierbarkeit der Ergebnisse ist mit beträchtlichem Aufwand verbunden und verlangt ein hohes Mass an Expertenwissen und Modellverständnis.

Benutzerfreundlichkeit

Hier wird insbesondere die Art und Weise der Dateneingabe sowie die Anwenderfreundlichkeit der Modellumgebung bei der praktischen Arbeit bewertet, sofern Angaben darüber zur Verfügung standen.

SALCA-SQ

Die Erstellung des Inputfiles in Microsoft Excel® für SALCA-SQ ist wegen der fehlenden grafischen Hilfe (Eingabemasken mit Pulldown-Menu via Webinterface) mit relativ hohem Aufwand verbunden. Der Aufwand für die Erhebung der Grunddaten beträgt je nach Komplexität des Betriebes eine bis vier Stunden. SALCA-SQ ist Excel-basiert und bedarf einer gründlichen Einführung bis zur selbständigen Anwendung.

RISE

Die Datenerhebung auf dem Betrieb dauert für einen ausgebildeten Berater – ausser bei sehr komplexen Betrieben – bis zu drei Stunden. Angaben zu Klima, Hydrologie und Boden können verschiedenen Datenbanken, der FAO und nationalen Statistiken entnommen werden (Grenz *et al.* 2012a).

MASC

Die Inputdaten müssen der Software in einem (nur in französischer Sprache vorliegenden) Excelfile bereitgestellt werden. Nachteilig wirkt sich aus, dass es keine Zusammenstellung der erlaubten Ausprägungen der Eingabeparameter gibt. MASC basiert auf dem DEXi Programm, einem interaktiven Tool für die Entwicklung von hierarchischen Bäumen (Bohanec 2008).

ACV-SOL

Die zu erhebenden Eingangsvariablen müssen in einem Excelfile erhoben werden. Es bestehen keine Eingabehilfen. Fehlende Daten, insbesondere detaillierte Informationen über die Bewirtschaftungsmethoden werden am einfachsten in einem persönlichen Interview mit dem Betriebsleiter erhoben (E. Garrigues, 2015, pers. Mitteilung). Die praktische Anwendung ist, gegeben durch die Modellstruktur (einzelne Modelle für Erosion, Bodenverdichtung und Humusgehalt), anspruchsvoll, da keine automatisierte Prozesskette vorliegt. Das Modell für die Bodenverdichtung (COMPSOIL) ist in Microsoft Excel® implementiert. Es erlaubt eine grafische Darstellung der Resultate und ist auch für Nichtexperten geeignet. Da aber im Modell pro Fahrzeug-Rad nur das Dichteprofil im Boden bestimmt wird und eine Verknüpfung mit dem Grobporenvolumen und der Aggregatstabilität nur durch eine nachfolgende Abschätzung bestimmt werden kann, ist die Praxistauglichkeit nur bedingt gegeben. Nachteilig wirkt sich auch aus, dass der Code vom Erosionsmodell (RUSLE2) nicht erhältlich ist (Garrigues 2015, pers. Mitteilung).

EPIC

Vorteilhaft dürfte sein, dass für die Bereitstellung der Inputdaten ein grafisches Interface zur Verfügung steht. Die hohe Anzahl von detaillierten Eingabeparametern schränkt aber den Anwendungsbereich des Modells für praktische Studien doch stark ein, da mit einem erheblichen Aufwand für die Bereitstellung der nötigen Daten gerechnet werden muss.

Geografischer Anwendungsbereich

Für gewisse Anwendungen ist es wichtig, dass das Modell in Ländern verschiedener Klimazonen angewendet werden kann.

SALCA-SQ

Dieses Modell ist in erster Linie für mitteleuropäische Betriebe entwickelt worden, kann aber mit einem gewissen Aufwand für den Einsatz in anderen Regionen angepasst werden.

RISE

Das Modell ist für die weltweite Bewertung von Landwirtschaftsbetrieben konzipiert. RISE wurde bereits in über 50 Ländern, nebst Europa insbesondere auch in äquatorialen Gebieten von Afrika und Mittelamerika, auf über 2000 Betrieben eingesetzt.

MASC

Die beiden Attribute Erosion und Bodenverdichtung werden durch Experten qualitativ abgeschätzt und sind deshalb nicht an eine bestimmte Region gebunden. Die INDIGO-Methode (Bockstaller *et al.* 1997; Bockstaller und Girardin 2003), die der Bestimmung des Gehalts an organischem Material dient, setzt die Kenntnis des Eintrags von organischem Material durch Dünger und Pflanzenreste (plus zusätzlich der empfohlenen Menge von C_{org}) voraus.

ACV-SOL

Die Modellkette erlaubt – falls die grosse Anzahl an Eingabeparametern vorliegt – eine weltweite Anwendung.

EPIC

Bei EPIC gibt es (theoretisch) keine geografische Einschränkung bei der Anwendung. Wegen der zahlreichen Eingabeparameter ist die Anwendung des Modells aber doch sehr eingeschränkt. Insbesondere dürfte es schwierig sein, die Bodenqualität einer grossen Anzahl an Betrieben zu bestimmen.

Vereinfachungen

Für die Anwendung der Modelle auf eine grosse Anzahl von Landwirtschaftsbetrieben ist es wichtig zu untersuchen, ob sich das Bodenmodell mit vertretbarem Aufwand vereinfachen lässt.

SALCA-SQ

Marbot (2012) zeigt für das Modell SALCA-SQ, dass die beiden mikrobiellen Indikatoren (mikrobielle Biomasse und mikrobielle Aktivität) aufgrund starker Korrelation zu einem Indikator zusammengefasst werden können. Diese Vereinfachung führt aber nicht zu einer Reduktion der Inputdatenmenge. Muss wegen fehlender Daten auf die Maschinendaten verzichtet werden, kann auf Daten von Standardmaschinen zurückgegriffen werden, was aber die Bewertung von bodenschonenden Maschinen oder die (erwünschte!) Einflussnahme des Landwirts verunmöglicht.

RISE

Es existieren keine Studien zur Möglichkeit einer Vereinfachung der Ergebnisse von RISE. Die höchste Aggregationsstufe stellt das Nachhaltigkeitspolygon dar, welches die Nachhaltigkeit als Resultat von zehn Indikatoren (Energie & Klima, Wassernutzung, Nährstoffflüsse, Bodennutzung, etc.) zeigt. Eine weitere Aggregation ist nicht vorgesehen.

MASC

Es liegen keine Unterlagen vor, wie die die vier Attribute zur Abschätzung der Bodenqualität vereinfacht werden können. Ein solcher Schritt scheint aufgrund der niedrigen Komplexität der Attribute auch nicht unbedingt nötig zu sein.

ACV-SOL

In der Literatur lassen sich keine Vereinfachungen der drei angewandten Modelle finden. Aus Sensitivitätsstudien lassen sich aber gewisse Kenntnisse ableiten, welche Faktoren ohne grossen Verlust an Genauigkeit vernachlässigt werden können. So erwähnen beispielsweise Renard und Ferreira (1993) in ihrer Arbeit, dass die RUSLE Erosion viel sensitiver auf die Hangneigung als auf deren -länge reagiert.

EPIC

Das dynamische Modell EPIC erfasst die Prozesse im und auf dem Boden mit Hilfe einer grossen Anzahl von Parametrisierungen sehr präzise (siehe z. B. Izaurralde *et al.* 2006). Die Parametrisierungen des Modells zu vereinfachen dürfte schwierig sein, da diese umfangreiche Datensätze zur Validierung und Sensitivitätsstudien voraussetzen.

Tabelle 67: Kommunizierbarkeit und Praxistauglichkeit der Modelle. Die Bewertung beruht auf einer persönlichen Einschätzung des Hauptautors. Maximal werden bei idealer Erfüllung 10 Punkte vergeben, 0 Punkte weist auf ein massives Defizit hin, d.h. der Prozess oder Aspekt wird kaum oder nicht berücksichtigt.

Kommunizierbarkeit und Praxistauglichkeit	Bewertung				
	SALCA-SQ	RISE	MASC	ACV-SOL	EPIC
Kommunizierbarkeit der Resultate (Betriebsleiter und Öffentlichkeit)	7	9	5	4	3
Benutzerfreundlichkeit (Betriebsleiter/Berater/Experte)	4	9	5	3	3
Geografischer Anwendungsbereich	4	10	8	8	8
Sind Vereinfachungen möglich?	8	5	4	3	2
Total	23	32	22	18	16

13.6 Empfehlung

SALCA-SQ weist den höchsten Detaillierungsgrad (Vollständigkeit) in der Beschreibung der Bodenqualität auf. Diese Aussage wird auch von Garrigues *et al.* (2012) gestützt. Zudem versucht dieses Modell, den LCA-Gedanken aufzunehmen. Nachteilig wirkt sich bei SALCA der starke Schweizer Bezug aus, zudem bleiben indirekte Einflüsse von landwirtschaftlichen Flächen ausserhalb der Betriebsfläche unberücksichtigt (z.B. Futtermittelproduktion auf einem anderen Landwirtschaftsbetrieb). Dies wird aber auch in den anderen Modellen – wenn überhaupt – nur eingeschränkt berücksichtigt. Der starke Schweizer Bezug ist kein Nachteil, solange nur Schweizer Landwirtschaftsbetriebe bewertet werden. Die hohe Sensitivität von SALCA-SQ auf die Art der Bewirtschaftung ist vorteilhaft, da diese von den Betriebsleitern beeinflusst werden kann. Kritisch für Praxisanwendungen dürfte der hohe Detaillierungsgrad der Eingangsvariablen sein, insbesondere im Bereich der eingesetzten Maschinen. Günstig wirkt sich aus, dass bei fehlender Datengrundlage mit Defaultwerten gearbeitet werden kann.

Das RISE-Modell schneidet bezüglich der Kommunizierbarkeit und Praxistauglichkeit am besten ab und eignet sich für eine rasche Bewertung der gesamten Nachhaltigkeit von Landwirtschaftsbetrieben auf der ganzen Welt. Es bestehen aber kaum Studien zur Abschätzung von Unsicherheiten, auch ist keine genaue Beschreibung der Indikatoren verfügbar. Zudem wird zwingend ein Gespräch auf dem Betrieb verlangt, deren Qualität wohl auch vom Wissen und der Erfahrung des Interviewers abhängt. Das Modell ist deshalb für die

Beurteilung der Bodenqualität einer grossen Anzahl von Betrieben nur bedingt einsetzbar. Für gewisse Teilaspekte bei der Spezifikation von Indikatoren sowie der Umsetzung (Datenfluss, Programmierung) kann RISE aber wertvolle Dienste leisten.

Die gute Bewertung von ACV-SOL in den beiden Bereichen „Robustheit und Unsicherheiten“ sowie „Transparenz und Reproduzierbarkeit“ beruht auf der Tatsache, dass die drei in ACV-SOL eingesetzten Modelle gut beschrieben, validiert und in zahlreichen Studien eingesetzt worden sind. Negativ fällt bei der Vollständigkeit auf, dass der Einfluss der Pestizide unberücksichtigt bleibt.

MASC schneidet in der Bewertung mit Abstand am Schlechtesten ab. Dies liegt einerseits in der zu starken Vereinfachung der komplexen Prozesse im Boden (häufig nur qualitativ beschrieben) und andererseits an fehlenden Studien zur Transparenz und Unsicherheit beispielsweise in der Form von Sensitivitätsstudien. Zudem liegt bei MASC der Schwerpunkt auf der Generierung von Entscheidungsbäumen auf der Basis der DEXi-Methodik, welche eine Aggregation von vielen unterschiedlichen qualitativen Attributen erlaubt.

Das dynamische Modell EPIC ist für eine breite Anwendung zu komplex, parametrisiert aber verschiedene Prozesse sehr detailliert. Teile des Modells können – bei hinreichender Datenlage – für das verbesserte Verständnis der Prozesse in anderen Modellen eingesetzt werden, um etwa beim Humusgehalt die Qualität der Resultate deutlich zu verbessern. Ferner darf erwähnt werden, dass das Haupteinsatzgebiet von EPIC nicht auf der Veränderung der Bodenqualität durch die Bewirtschaftung des Landwirts liegt, sondern vielmehr bei der detailgetreuen Formulierung vom gesamten Wasserhaushalt, der Erosion sowie der Entwicklung der Biomasse.

Tabelle 68: Zusammenstellung der Gesamtbewertung der fünf verschiedenen analysierten Modelle. Die Bewertungen können der Tabelle 64 bis Tabelle 67 entnommen werden.

Kriterien	Bewertung				
	SALCA-SQ	RISE	MASC	ACV-SOL	EPIC
Vollständigkeit	57	45	36	51	56
Robustheit und Unsicherheiten	23	8	14	25	23
Transparenz und Reproduzierbarkeit	25	16	16	25	20
Kommunizierbarkeit und Praxistauglichkeit	23	32	22	18	16
Total	128	101	88	119	115

13.7 Schlussfolgerung und Fazit

Die umfassende Bewertung der Bodenqualität ist äusserst schwierig und kann wegen der komplexen Zusammenhänge der physikalischen, chemischen und biologischen Prozesse (die teilweise noch Gegenstand von Forschungsarbeiten sind) und der hohen räumlichen und zeitlichen Variabilität der Bodenqualität und Vielfalt von Bewirtschaftungsmethoden nicht vollständig sein. Keines der untersuchten Modelle zeigt in allen evaluierten Teilaspekten Spitzenwerte auf. So liegen die drei Modelle SALCA-SQ, ACV-SOL und EPIC gemäss der Zusammenstellung in obigen Tabelle doch ziemlich nahe beieinander.

Die Evaluation hat aber doch ergeben, dass sich für unsere Zwecke SALCA-SQ am besten eignet. Insbesondere bei der Vollständigkeit und der erwünschten Sensitivität auf Bewirtschaftungsmassnahmen wird SALCA-SQ sehr gut bewertet. Problematisch bleibt vorerst die automatisierte Datenerfassung, damit die Skalierbarkeit des Modelles (Anwendung auf sehr viele Betriebe mit vertretbarem Aufwand) gewährleistet wird. Abschliessend bleibt die Tatsache zu erwähnen, dass bis zum heutigen Zeitpunkt eine global anwendbare Methode fehlt, welche mit vertretbarem Aufwand (insbesondere bei der Datenerhebung) die Bodenqualität

umfassend bewertet, und zudem auch landwirtschaftliche Böden ausserhalb der Betriebsfläche des untersuchten Betriebes konsequent berücksichtigt. Durch eine geschickte Kombination der verschiedenen Modelle lassen sich in Zukunft – zusammen mit intensiven Messkampagnen für die Validierung der Modelle und einem besseren Prozessverständnis – mit hoher Wahrscheinlichkeit deutliche Verbesserungen erzielen. Dabei ist die Zusammenarbeit zwischen den Forschungsinstitutionen von hoher Bedeutung, in Verbindung mit einer Offenlegung der genauen Berechnungsmethodik.

14 Aggregation

Andreas Roesch

14.1 Einleitung

In der landwirtschaftlichen Praxis wird in der Regel auf eine hochverdichtete Aggregation der Indikatoren verzichtet. Für die Darstellung der einzelnen Wirkungen wird dabei häufig auf ein Spinnen-Netz- bzw. Radardiagramm zurückgegriffen (z. B. in den beiden Modellen RISE und SMART). Diese Darstellung vermeidet, dass interessante Informationen zu den einzelnen Komponenten der Nachhaltigkeit verloren gehen (Meul *et al.* 2008).

Für die Politik mit ihrem Bedürfnis an raschen, einfach erfassbaren Informationen oder für den Handel, beispielsweise für Labels oder Zertifizierungen, kann aber eine Aggregation der Indikatoren Vorteile bringen. Deshalb ist es von zentraler Bedeutung, Möglichkeiten zur verdichteten Darstellung der Indikatoren oder gar aller drei Dimensionen der Nachhaltigkeit genauer zu betrachten.

Die Konstruktion aggregierter Indikatoren erfolgt gemäss OECD (2008a) in folgenden zehn Schritten:

- (1) Entwicklung des theoretischen Rahmens
- (2) Auswahl von Indikatoren
- (3) Multivariate Datenanalyse
- (4) Schätzen fehlender Werte
- (5) Transformation und Normalisierung der Daten
- (6) Gewichtung und Aggregation
- (7) Robustheitsanalyse
- (8) Verfeinerung auf Indikatorebene
- (9) Beziehungen zu anderen Indikatoren
- (10) Präsentation und Verbreitung.

In diesem Kapitel werden ausschliesslich die beiden Schritte 5 und 6 diskutiert. Nach einigen allgemeinen Ausführungen zur Normalisierung und Gewichtung werden einige Methoden vorgestellt, welche sich für die Verdichtung der Kennzahlen in einer Dimension der Nachhaltigkeit eignen. Anschliessend werden einige Methoden zur Gesamtintegration aller drei Dimensionen der Nachhaltigkeit (Soziales, Ökonomie und Ökologie) diskutiert.

14.2 Normalisierung

Indikatoren mit unterschiedlichen Skalen und/ oder Masseinheiten müssen vor der Aggregation normalisiert werden, damit die einzelnen Werte der Indikatoren vergleichbar sind. Möglicherweise kann eine vorgängige Transformation (z. B. logarithmische Transformation) der Originaldaten helfen, um beispielsweise den Einfluss von Ausreissern zu verringern oder eine unerwünschte Schiefe in den Daten zu reduzieren.

Zur Normalisierung von Indikatoren stehen verschiedene Methoden zur Verfügung. Eine (nicht abschliessende) Liste der Verfahren wird im Folgenden aufgelistet.

- Rang: Die Rangbildung ist die einfachste Form der Normalisierung. Der Vorteil dieser Methode liegt in seiner Einfachheit und Unabhängigkeit von Ausreissern, nachteilig wirkt sich hingegen aus, dass nur die Rangfolgen verglichen werden können, da die absoluten Werte durch die Rangbildung verloren gehen.
- Standardisierung (z-scores): Transformation der Werte auf eine einheitliche Skala mit Mittelwert 0 und einer Standardabweichung von 1. Diese Methode vermeidet eine Verzerrung des Mittelwerts, ist aber anfällig gegenüber Extremwerten.
- Min-/Max-Normalisierung: Mithilfe einer Normalisierung durch Subtraktion des minimalen Wertes und anschliessender Division durch die Spannweite (Maximum – Minimum) wird erreicht, dass alle Werte im Intervall [0,1] liegen. Der Nachteil dieser Methode besteht in der Abhängigkeit vom minimalen und

maximalen Wert, welche stark durch die Stichprobengrösse beeinflusst und zudem jährlichen Schwankungen unterworfen sind. Damit ist die Skala nicht robust.

- Abstand zu einem Referenzwert („distance to target“): misst die relative Position eines Indikators gegenüber einem Referenzwert. Der Referenzwert kann dabei beispielsweise der Zielwert sein, der zu einem gewissen Zeitpunkt erreicht werden soll (z. B. eine Reduktion der Treibhausgase um 50 % bis ins Jahr 2050 in der Schweiz) oder der Mittelwert eines anderen Landes oder eine Gruppe von Ländern.
- Kategoriale Skalierung: weist jeder Merkmalsausprägung des Indikators einen Score (Punktwert) zu. Die Scores können dabei numerisch oder qualitativ sein. Häufig basieren die Scores auf der beobachteten Verteilung (beispielsweise auf nationaler Ebene). So können etwa den besten 10 % eine Punktzahl von 100 zugewiesen werden, denjenigen zwischen dem 80. und 90. Perzentil eine Punktzahl von 90 und Ausprägungen zwischen dem 70. und 80. Perzentil erhalten 80 Punkte, etc. Problematisch ist, dass ein gewisser Teil der Verteilungsinformation über eine solche Kategorisierung verloren geht.
- Eine weitere sehr einfache Methode besteht darin, Werte „nahe“ beim Mittelwert mit 0 zu codieren und diejenigen unter (über) einem gewissen Schwellenwert mit -1 (1). Diese Methode diskriminiert aber ungenügend und vernachlässigt Informationen über den absoluten Abstand vom Mittelwert und wird deshalb nicht empfohlen. Vorteilhaft ist die Robustheit gegenüber Ausreissern.

In der Ökobilanzierung werden für gut dokumentierte Umweltwirkungen (wie Treibhauspotenzial) je nach Anwendungsgebiet die einzelnen Umweltwirkungen nach ISO 14040/44 normalisiert. Dabei wird die ermittelte Umweltwirkung (z. B. Treibhauspotenzial) durch die gesamte Umweltwirkung in einem Gebiet pro Jahr dividiert (z. B. die Treibhausgasemissionen der Schweiz). Erfolgt anschliessend noch eine Division durch die Anzahl Bewohner, können die Umweltwirkungen pro Einwohner und Jahr ausgedrückt und somit auf einer gemeinsamen Skala abgebildet werden. Die normierten Ergebnisse sagen aber noch nichts über die Bedeutung der verschiedenen Umweltwirkungen aus.

14.3 Gewichtung

Die Verdichtung der Indikatoren zu einem Gesamtindikator erfolgt über die Gewichte. Dabei besteht in der Regel keine einzige „richtige“ Gewichtung der Indikatoren. Die Methode zur Bestimmung von Gewichten hängt von mehreren Faktoren ab:

- Kontext (Prioritäten, Wertvorstellungen)
- Verwendungszweck (wissenschaftliche Analyse, Kommunikation, Benchmarking)
- Subjektive Präferenzen (statistische Methoden, Expertenrat, Einfachheit).

Wichtig ist bei der Präsentation aggregierter Ergebnisse, genau zu erklären, wie die Gewichte berechnet wurden. In der Literatur findet man eine Vielzahl von Techniken zur Bestimmung von Gewichten. Eine Auswahl davon wird im Folgenden kurz beschrieben.

14.3.1 Gleichgewichtung

Häufig basieren aggregierte Indizes auf der Gleichgewichtung. Dies bedeutet, dass alle Indikatoren das gleiche Gewicht erhalten, d.h. die einzelnen Bewertungen haben jeweils den gleichen Einfluss auf den aggregierten Indikator. Diese Methode kann auch eingesetzt werden, wenn zu knappe Informationen über die kausalen Zusammenhänge vorliegen oder kein Konsensus gefunden werden kann (OECD 2008a). Wichtig ist zu beachten, dass (hoch)korrelierte Variablen zu einer Doppelzählung führen können. Dieses Problem kann entschärft werden, indem korrelierten Indikatoren ein kleineres Gewicht zugeschrieben werden. Eine Auswahl statistischer Methoden zur Bestimmung der Gewichte korrelierter Indikatoren ist im folgenden Unterkapitel gegeben.

14.3.2 Statistische Methoden

Es gibt verschiedene statistische Methoden zur Bestimmung der Gewichte korrelierter Indikatoren. Der Vorteil dieser Methoden liegt in deren Objektivität; nachteilig wirkt sich hingegen aus, dass die Bedeutung der zugrundeliegenden Indikatoren nicht einfließt. Eine Auswahl von Methoden sei im Folgenden kurz erläutert.

- Hauptkomponentenanalyse (Principal Component Analysis, PCA)/ Faktoranalyse (Factor Analysis, FA): Die PCA stellt die Originalmerkmale als gewichtete Summen der Hauptkomponenten dar, wobei die Gewichte nur bestimmt werden können, wenn gewisse Korrelationen zwischen den einzelnen Indikatoren bestehen. Die PCA erlaubt, die Anzahl Dimensionen zu reduzieren und den Einfluss „überlappender“ Informationen zwischen korrelierten Indikatoren zu vermeiden. Die Methode wurde etwa in Mouron et al. (2006) verwendet, um die verschiedenen Wirkungskategorien im Umweltbereich (Mid-points) zu gruppieren. In der Faktoranalyse wird nur eine beschränkte Anzahl Hauptkomponenten berücksichtigt, welche zusammen einen genügend hohen Anteil der Gesamtvariabilität erklären. Die Gewichte der Indikatoren werden anschliessend aus den quadrierten Faktorladungen bestimmt, welche dem Anteil der durch den entsprechenden Faktor erklärten Gesamtvariabilität entsprechen (OECD 2008a).
- Data Envelopment Analysis (DEA): Die DEA ist eine nicht-parametrische Methode, die in ökonomischen und volkswirtschaftlichen Anwendungen grossen Zuspruch gefunden hat (Charnes *et al.* 1978). Die Methode basiert auf linearer Programmierung und ermöglicht die Bestimmung einer „effizienten“ Grenze als Benchmark und der relativen Messung der Effizienz. Die Effizienz wird dabei häufig über Output-zu-Input Verhältniskennzahlen gemessen.
- Regressionsanalyse: Lineare Regressionsmodelle können Aussagen über die Beziehung eines Sets von Indikatoren mit einer einzigen (Ziel-)Variable machen. Nachteilig wirkt sich aus, dass ein linearer Zusammenhang vorausgesetzt wird und die unabhängigen Variablen („Ausgangsvariablen“) möglichst unkorreliert sein müssen. Die relativen Gewichte entsprechen den durch die multiple lineare Regression berechneten Regressionskoeffizienten.

14.3.3 Partizipative Ansätze

Die Gewichte werden durch den Einbezug verschiedener Stakeholder – Experten, Berater, Politiker, Bürger – bestimmt. Die Diskussion sollte möglichst breit abgestützt sein, Workshops und Fragebogen sind nützliche Hilfsmittel, einen guten Konsens zu finden.

Das wissenschaftliche Verfahren „Analytischer Hierarchieprozess“ (Analytical Hierarchy Process, AHP) wurde vom Mathematiker Thomas L. Saaty entwickelt (Saaty 1990), um Entscheidungsprozesse zu unterstützen und ist seither in zahlreichen Studien angewendet worden (De Lange et al. 2012; Giri und Nejadhashemi 2014; Pradeep et al. 2014; Saito et al. 2015). AHP zerlegt komplexe Entscheidungsprozesse in kleine Einheiten, die anschliessend hierarchisch strukturiert und verglichen werden. Dieses Verfahren führt zu einer Bewertung der „Wichtigkeit“ von Indikatoren durch paarweise Vergleiche. Wichtig ist dabei, dass die Elemente auf einer bestimmten Hierarchiestufe möglichst unabhängig sind und die Elemente der Hierarchie das Problem vollständig abbilden.

Auch die Methodik der Budgetallokation (Budget Allocation Process, BAP) wird zur Bestimmung von Gewichten empfohlen, wobei Experten aufgrund ihrer eigenen Einschätzung entscheiden, wieviel „wert“ ihnen die einzelnen zu aggregierenden Indikatoren sind (Saisana und Tarantola 2002). Die Gewichte werden anschliessend auf der Basis des durchschnittlichen Budgets bestimmt. Dieses Verfahren ist einfach kommunizierbar. Zudem können die nötigen Inputdaten rasch erhoben werden.

14.4 Aggregation

Durch eine Aggregation lässt sich aus den einzelnen Teilindikatoren einen Gesamtindikator ableiten. Nachdem die Gewichte der einzelnen Indikatoren bestimmt worden sind, kann der aggregierte Indikator mit drei verschiedene Methoden gebildet werden (Schnell et al. 2011).

14.4.1 Additive Aggregation

Bei der additiven Aggregation werden die gewichteten normierten Indikatoren aufsummiert. Die Indikatoren gehen damit proportional zu ihren Gewichten in den aggregierten Indikator ein. Dies ist mit Abstand die häufigste Art der Aggregation (OECD 2008a). Diese Methode erlaubt eine vollständige Kompensation: Indikatoren mit tiefer Bewertung können durch Indikatoren mit genügend hoher Bewertung kompensiert

werden. Dies wird häufig nicht erwünscht. Die Gleichgewichtung ist ein Spezialfall der additiven Aggregation, wobei für die Gewichte der n Indikatoren gilt: $w_1=w_2=\dots=w_n$.

14.4.2 Multiplikative Aggregation

Hier werden die gewichteten normierten Indikatorwerte multiplikativ verknüpft. Diese Methode bietet sich an, wenn sich die Indikatoren nur teilweise kompensieren dürfen. Ein Indikatorwert von 0 führt dazu, dass – unabhängig von den Werten der übrigen beteiligten Indikatoren – der aggregierte Indikator gleich 0 ist.

Eine häufige Variation dieses Aggregationstyps ist die geometrische Aggregation, welche wie folgt berechnet wird:

$$\prod_{q=1}^n I_q^{w_q}$$

14

wobei w_q = Gewicht des Indikators I_q , mit $q=1, \dots, n$. Diese Aggregation erlaubt nur ein gewisses Mass an Kompensation zwischen den Indikatoren. Bei der geometrischen Aggregation ist deshalb der Anreiz grösser als bei der additiven Aggregation, (sehr) tief bewertete Indikatoren zu vermeiden.

14.4.3 Mehrkriterien-Aggregation

Diese Methode basiert auf einer Logik, welche keine Kompensation zwischen Indikatoren zulässt (Podinovskii 1994). Damit erlaubt die Methode keine Trade-offs zwischen den einzelnen Kriterien, das heisst, dass tiefe Bewertungen eines Teilindikators *nicht* durch gute Bewertungen eines anderen ausgeglichen werden können. Die Methode bietet sich an, wenn Indikatoren von sehr unterschiedlichen Dimensionen zusammengefasst werden müssen.

14.5 Aggregation von Umweltwirkungen

Die einzelnen Umweltwirkungen (ausgedrückt in Midpoint-Indikatoren) können zu sogenannten Endpoint-Indikatoren aggregiert werden, welche die Schadwirkung auf ein Schutzgut (menschliche Gesundheit, Ökosystem- und Ressourcen-Qualität) abschätzen. Diese werden beispielsweise in der Einheit von ausgestorbenen Arten pro Jahr oder in DALY (disability-adjusted life years lost) ausgedrückt.

Die bestehenden Gewichtungsansätze können in verschiedene Gruppen aufgeteilt werden:

- Orientierung an **politisch gesetzten Umweltzielen**:
Umweltbelastungspunkte UBP (Frischknecht *et al.* 2008; Frischknecht und Büsser Knöpfel 2013). Die Umweltwirkungen werden dabei nach der Methode der ökologischen Knappheit bewertet, welche die Gewichte durch die Differenz zwischen der aktuellen Situation und den gesetzlichen Vorgaben (politische Zielsetzung) berechnet. Aktuelle Emissionen und Ressourcenentnahmen werden mittels Messdaten und Berechnungen erhoben. Für die Bestimmung von Zielwerten kann auf nationale und internationale Bestimmungen und Grenzwerte zurückgegriffen werden. Problematisch können bei UBP die Abhängigkeit von politischen Zielen sowie die Beurteilung im Ausland stattfindender Prozesse sein, zudem fehlt in einzelnen Fällen bei den Pflanzenschutzmitteln eine wissenschaftliche Modellierung der Umwelt-Wirkungsmechanismen.
- **Schadensorientierte Methoden**:
ReCiPe (Goedkoop *et al.* 2009) basiert auf einer Weiterentwicklung von EcoIndicator 99 (Goedkoop und Spriensma 1999) und CML2002 (Guinée *et al.* 2002) und ist eine schadensorientierte Methode, welche 18 Mid-Point-Indikatoren in die drei folgenden Endpoint-Indikatoren umrechnet: (i) Gesundheitsschäden (DALY), (ii) Beeinträchtigung der Schäden am Ecosystem (Verringerung der Anzahl Arten pro Flächeneinheit in einer bestimmten Zeit) und (iii) Schädigung der natürlichen Ressourcen (Kosten).
Zu den schadensorientierten Methoden gehören auch die drei Methoden IMPACT 2002+ (Humbert *et al.* 2005), EDIP2003 (Hauschild und Potting 2005) und LIME (Itsubo und Inaba 2003), welche hauptsächlich auf der Ebene von Midpoint-Indikatoren agieren. LIME stellt einen Endpoint-Indikator für Japan bereit, welcher den potentiellen Schaden für die vier folgenden Aspekte bewertet: menschliche

Gesundheit, soziale Wohlfahrt, Biodiversität und Produktion von Biomasse

Einen spannenden Ansatz für eine Gewichtung von Umweltwirkungen schlagen Rockström *et al.* (2009) vor. Sie definieren globale Belastbarkeitsgrenzen für neun wichtige Systemprozesse wie etwa Klimaänderung, Verlust an Biodiversität oder Versauerung der Ozeane. Diese globalen Schwellenwerte können auf die nationale Ebene übertragen werden und mit nationalen Fussabdrücken (= aggregierte Umweltwirkung und/oder Ressourcennutzung entlang Produktions- und Konsumkette) verglichen werden. In einem zweiten Schritt werden die Systemprozesse in vier Kategorien eingeteilt: „eindeutig unkritisch“, „unkritisch“, „kritisch“ und „eindeutig kritisch“. Auf globaler und Schweizer Ebene werden die vier Kategorien Klimawandel, Versauerung der Ozeane sowie Stickstoff- und Biodiversitätsverlust als kritisch oder sehr kritisch eingestuft. Diese Einteilung kann zur Gewichtung der Prozesse herangezogen werden, wobei kritische Prozesse höher als unkritische gewichtet werden.

- **Monetarisierungsansatz:** Einige Methoden berechnen die potentiellen Schäden in der Form von erwarteten Kosten. Die Methode EPS 2000 (Steen 1999) basiert auf Schadensindikatoren, welche sämtliche Kosten mit dem Ansatz von „Willingness to Pay“ in eine monetäre Einheit umrechnet. Deshalb kann bei der Aggregation auf die Normierung und Gewichtung verzichtet werden, da alle Indikatoren in der gleichen monetären Einheit ausgegeben werden. In EPS 2000 werden vier Schutzgüter als Endpoints berücksichtigt: (i) menschliche Gesundheit, (ii) Ökosystemproduktion, (iii) Biodiversität und (iv) abiotische Ressourcen. Mit der Methode ReCiPe lässt sich die Schädigung der natürlichen Ressourcen ebenfalls in Kosten umrechnen.

End-Point-Anwendungen lassen sich in der wissenschaftlichen Literatur zwar finden, allerdings werden sie vor allem dann bevorzugt, wenn aus methodischen Gründen eine Fokussierung auf den Begriff „Umwelt“ gefordert wird, wie dies in Studien mit interdisziplinärem Charakter der Fall ist (Nachhaltigkeitsbeurteilung, Umweltsoziologie).

14.6 Aggregation ökonomischer Kennzahlen

Die Aggregation ökonomischer Kennzahlen ist anspruchsvoll. Der Vergleich bzw. die Bewertung der Kennzahlen eines Betriebes sollte anhand einer hinreichend ähnlichen Vergleichsgruppe erfolgen (Annen 2003). Dies bezieht sich einerseits auf den Standort eines Unternehmens und seine natürlichen und wirtschaftlichen Rahmenbedingungen (Zapf *et al.* 2009b). Andererseits sollten auch der Betriebstyp und die betriebliche Struktur berücksichtigt werden, welche die Kennzahlen stark beeinflussen können. Aufgrund der grossen Schwankungen der landwirtschaftlichen Produktion und der Erzeugerpreise sollten ausserdem mehrjährige Durchschnitte als Vergleichsgrundlage herangezogen werden (Breitschuh und Eckert 2008). Verschiedene Beurteilungsansätze definieren Schwellenwerte für einzelne Parameter (z. B. die „Toleranzschwelle“ bei KSNL) oder Indikatoren (z. B. der „problematische Bereich“ bei RISE). Dies wird aufgrund der vielfältigen Einflussfaktoren (z. B. Standort, Betriebstyp, -grösse, Eigentumsform) als problematisch erachtet – auch aufgrund der schwer objektiv bewertbaren persönlichen Ansprüche an die Faktorentlohnung (Zapf *et al.* 2009b).

Der erste Schritt zur Aggregation ökonomischer Kennzahlen besteht in deren Normierung, häufig auf eine Skala zwischen 0 und 100 (Dolman *et al.* 2012; Grenz *et al.* 2012a). Dabei wird üblicherweise eine lineare Interpolation zwischen dem minimalen (I_{min}) und maximalen Wert (I_{max}) gewählt. Der untere Schwellenwert I_{min} kann beispielsweise auf den Wert des 10. Perzentils, I_{max} auf das 90. Perzentil gesetzt werden (Dolman *et al.* 2012). Damit wird den besten 10 % der Betriebe ein Wert von 100 zugeschrieben, während die untersten 10 % der Betriebe einen Wert von 0 erhalten (Formel 15):

$$Punktzahl (Score) = 100 \cdot \frac{I - I_{min}}{I_{max} - I_{min}}, \quad 15$$

wobei I dem Wert des beobachteten Indikators entspricht. Um wie anfangs erwähnt eine hinreichend ähnliche Vergleichsgruppe zu bilden liegt es im vorliegenden Fall nahe, die entsprechenden Perzentile auf der Basis der Gruppe von Betrieben des gleichen Typs in derselben Region zu bilden.

Aufgrund fehlender Analysen liegt der Vorschlag nahe, die drei Bereiche Rentabilität, Stabilität und Liquidität (siehe Kapitel 7.4) gleich hoch zu gewichten. Da die drei Indikatoren Rentabilität, Stabilität und Liquidität durch je zwei betriebswirtschaftliche Kennzahlen abgebildet werden, können – bei Unterstellung einer Gleichgewichtung – folgende Gewichte vorgeschlagen werden (Tabelle 69). Es ist jedoch ausdrücklich darauf hinzuweisen, dass eine Gleichgewichtung nicht empfohlen wird. Bei den beiden Rentabilitätskennzahlen wird in Kapitel 7 auf die hohe Relevanz der Arbeitsentlohnung im Vergleich zur Kapitalentlohnung hingewiesen. Es ist deshalb vernünftig, dem Arbeitsverdienst ein deutlich höheres Gewicht als der Gesamtkapitalrentabilität zuzuordnen.

Tabelle 69: Gewichte für Gesamtintegration der ökonomischen Dimension der Nachhaltigkeit bei Unterstellung einer – nicht empfohlenen – Gleichgewichtung. Die sechs Kennzahlen sind in Kapitel 7.4 beschrieben.

Kennzahl	Gewicht
Arbeitsverdienst	1/6
Gesamtkapitalrentabilität	1/6
Verschuldungsgrad	1/6
Anlageintensität	1/6
Anlagedeckung	1/6
Liquidität	1/6

Da zwischen den sechs in Tabelle 69 aufgeführten Kennzahlen gewisse Korrelationen bestehen, bieten sich die in Kapitel 14.3 aufgeführten Methoden an, um Doppelzählungen auszuschliessen.

Bevor die Gewichtungsmethode in der Praxis eingesetzt wird, sind weitere detaillierte Analysen und Abklärungen über die Akzeptanz durchzuführen.

14.7 Aggregation sozialer Indikatoren

Verschiedene Methoden eignen sich zur Aggregation sozialer Indikatoren. OECD (2008a) betont, dass ein aggregierter Indikator („composite indicator“) nur dann sinnvoll interpretiert werden kann, wenn den Berechnungen ein fundiertes theoretisches Konzept zugrunde liegt. Dieses Konzept ist für die soziale Säule der Nachhaltigkeit im Kapitel 3.4 nachzulesen und beruht auf dem OECD Well-being Framework.

Vorgängig zur Aggregation müssen die Subindikatoren normiert werden, da diese oft unterschiedliche Einheiten haben. OECD (2008a) listet zahlreiche Methoden zur Normierung auf, wobei jedoch nur wenige für nominale und ordinale Merkmale – die meisten sozialen Indikatoren sind kategoriale Merkmale – geeignet sind. Bei nominalen Merkmalen müssen die einzelnen Ausprägungen zuerst umcodiert werden. So können beispielsweise die Merkmalausprägungen „sehr zufrieden“, „eher zufrieden“, „unbestimmt“, „eher unzufrieden“, „sehr unzufrieden“ in -3, -1.5, 0, 1.5 und 3 umgewandelt werden.

Die folgenden beiden Normalisierungsansätze sind für soziale Indikatoren besonders gut geeignet (siehe auch Übersicht in Kapitel 14.2):

- Abstand zu einem Referenzwert. Als Referenzwert bei der Frage „Wie viele Franken konnte Ihr Haushalt im vergangenen Jahr in die Vorsorge einzahlen/investieren?“ könnte beispielsweise der nationale Durchschnitt dienen. Eine weitere Möglichkeit für die Bildung von Referenzwerten ist es, sich an sogenannte Leistungsreferenzwerte anzulehnen (siehe Übersicht der sozialen Indikatoren in Kapitel 3.4).
- Kategoriale Skala.

Nach der Normalisierung können die Teilindikatoren durch eine Gewichtung zu einem Gesamtindikator aggregiert werden. Auch hier stehen für soziale Indikatoren verschiedene Methoden zur Verfügung. In der Praxis wird häufig angenommen, dass alle Teilindikatoren gleich viel zum Gesamtindex beitragen, und damit das gleiche Gewicht erhalten. Wird – wie im Kapitel 3.4 für das OECD Well-being Framework ausgeführt – die soziale Komponente der Nachhaltigkeit in mehrere Dimensionen aufgeteilt, ist es naheliegend, jeder Dimension das gleiche Gewicht zuzuordnen. Werden in diesem Fall den einzelnen Variablen gleiche Gewichte zugeschrieben, so resultiert bei unterschiedlicher Anzahl Variablen je Dimension eine ungleiche Gewichtung (OECD 2008a).

Im Modell RISE werden die einzelnen Indikatoren nur bis auf Stufe des Nachhaltigkeitspolygons (Grenz *et al.* 2012a) aggregiert, eine Aggregation der beiden sozialen Indikatoren Lebensqualität und Arbeitsbedingungen beispielsweise wird damit nicht durchgeführt. Der Indikator Lebensqualität wird durch eine gewichtete Summe der dazugehörigen Parameter (wie beispielsweise sozialen Beziehungen, Gesundheit, Beruf und Ausbildung) bestimmt. Bei der Gewichtung fließt die Information ein, wie zufrieden die Person mit dem entsprechenden Lebensbereich jeweils ist (Grenz *et al.* 2012a). Auch im unten skizzierten konkreten Vorschlag zur Aggregation der sozialen Kriterien wird darauf hingewiesen, dass die Angabe zur Wichtigkeit für alle Kriterien ein sehr gutes Werkzeug zur Abschätzung der Gewichte darstellt.

Wie in RISE wird auch beim Modell SMART (Schader *et al.* 2016) auf die Aggregation der Unterthemen (z. B. Lebensqualität, Kompetenzaufbau, fairer Zugang zu Produktionsmittel, Kinderarbeit) für die Dimension „Soziales Wohlergehen“ verzichtet.

Zu beachten gilt, dass der Gewichtungsprozess stets eine subjektive Komponente umfasst, unabhängig davon, ob die Gewichte auf statistischen Methoden oder der Meinung von Experten beruhen.

Aus den obigen Ausführungen sowie der Empfehlung von Jean-Michel Couture von der Gruppe Agéco (<http://www.groupeageco.ca/>) wird für die in Kapitel 3.4 eingeführten sozialen Indikatoren folgendes Vorgehen zur Bestimmung der Gewichtung vorgeschlagen. Die Bezeichnungen beziehen sich dabei auf die Indikatorbezeichnungen in Tabelle 7 - Tabelle 32 in Kapitel 3.4.

- Zuordnung jedes Indikators zum wichtigsten Stakeholder (Betriebsleiter/Familie, Angestellte, Konsumenten, Geschäftspartner, Lokalgemeinschaft). Ausgenommen werden davon die beiden OECD Well-being Kategorien „Gesundheitszustand“ und „Persönliche Sicherheit“, da diese für den Betriebsleiter und die Angestellten von gleich hoher Bedeutung sind.
- Bildung von teilaggregierten Indikatoren für alle Kombinationen von Well-being Dimension und Stakeholder. Die Summe der Gewichte der Indikatoren, welche zu einem teilaggregierten Indikator beitragen, muss jeweils gleich 1 sein. Zudem wird empfohlen, Indikatoren am Ende der Ergebniskette (Outcome und Impact) höher zu gewichten als solche, die am Anfang der Ergebniskette stehen. Als Beispiel kann FA2 (Tabelle 8) und FA3 (Tabelle 9) herangezogen werden: Beide Indikatoren gehören zur Dimension „Finanzielles und Arbeitsbedingungen“ und den Stakeholder „Angestellte“. Da FA2 auf der Ergebniskette rechts von FA3 liegt, wird FA2 ein höheres Gewicht zugewiesen, also z. B. $w_{FA2}=0.6$ und $w_{FA3}=0.4$.
- Gewichtung der einzelnen Well-being Dimensionen für den Stakeholder „Betriebsleiter/Familie“ gemäss deren Wichtigkeit (falls erhoben), für die Angestellten wird Gleichgewichtung vorgeschlagen. Die Summe der Gewichte je Stakeholder muss gleich 1 sein.
- Die Betriebsleiterfamilie soll das grösste Gewicht erhalten, dicht gefolgt von den Angestellten. Deutlich untergewichtet werden die beiden Stakeholder-Kategorien Konsumenten und Geschäftspartner, da diese mit nur je einem Indikator erfasst werden.

Die ideale Lösung wäre, für jedes einzelne Kriterium zusätzlich deren Wichtigkeit zu erheben und den aggregierten Indikator der sozialen Nachhaltigkeit durch die Summe der mit der Wichtigkeit gewichteten (normalisierten) Teilindikatoren zu berechnen. Dies verlangt aber einen beträchtlichen Zusatzaufwand bei der Erhebung der zusätzlichen Informationen.

14.8 Aggregation auf Stufe gesamter Nachhaltigkeit

Von einer Aggregation aller drei Dimensionen der Nachhaltigkeit wird i.A. abgeraten. Trotzdem kann es für gewisse Anwendungen Sinn machen, eine Gesamttaggregation über alle drei Dimensionen der Nachhaltigkeit durchzuführen.

Die einfachste Methode, die drei Indikatoren der sozialen, ökonomischen und ökologischen Säule der Nachhaltigkeit zu aggregieren ist eine Gleichgewichtung. Damit wird den drei Dimensionen die gleiche Bedeutung zugeschrieben. Diese Methode ist aber nicht zu empfehlen, da eine sehr schlechte Bewertung der sozialen Nachhaltigkeit durch eine sehr gute Bewertung der ökologischen Nachhaltigkeit kompensiert werden kann. Auch ist es langfristig kaum tragbar, eine ungenügende finanzielle Situation des Landwirtschaftsbetriebes durch eine sehr niedrige Umweltbelastung auszugleichen.

Mann und Gazzarin (2004) schlagen nach einer Normalisierung der drei Indikatoren Soziales, Ökonomie und Ökologie auf den Wertebereich [0,100] vor, die so bestimmten drei Werte zu multiplizieren und auf das Ergebnis den Logarithmus anzuwenden. Damit wird u.a. sichergestellt, dass ein Betrieb in absolut ungenügenden finanziellen Verhältnissen nicht durch sehr gute Noten im Bereich Soziales sowie Umwelt eine genügende oder sogar gute Bewertung der gesamten Nachhaltigkeit erreichen kann.

Zahm et al. (2008) schlägt vor, jeweils den niedrigsten Wert der drei Dimensionen Soziales, Ökonomie und Ökologie zur Bewertung der Gesamt-Nachhaltigkeit heranzuziehen. Damit werden Kompensationsmöglichkeiten zwischen den drei Dimensionen der Nachhaltigkeit ausgeschlossen („starke Nachhaltigkeit“, siehe nachstehend).

Partizipative Methoden eignen sich i.A. sehr gut, um die Wichtigkeit (und damit eine Gewichtung) der drei Säulen der Nachhaltigkeit abzuschätzen. Die nötigen Grundlagen für eine Entscheidung kann in Form von Experten-Workshops erarbeitet oder auch durch Umfragen bei der Bevölkerung oder betroffenen Stakeholdern erhoben werden.

Hierarchische Entscheidungsbäume mit Entscheidungsregeln für die Aggregation können insbesondere auch dann eingesetzt werden, um quantitative und qualitative Indikatoren zu aggregieren. So setzen etwa Mouron et al. (2012) einen multikriteriellen Entscheidungsbaum ein, um eine aggregierte Bewertung für die ökologische und ökonomische Nachhaltigkeit einer Apfelplantage abzuleiten.

Die Methoden zur Bildung eines Gesamtindikators der Nachhaltigkeit können entweder der „schwachen“ oder „starken“ Nachhaltigkeit zugeschrieben werden (Gutés 1996; Ayres *et al.* 1998; Perman 2003). Bei der starken Nachhaltigkeit ist keine Kompensation zwischen den drei Dimensionen der Nachhaltigkeit erlaubt, während bei der schwachen Nachhaltigkeit Substitutionen möglich bleiben. So kann im Konzept der schwachen Nachhaltigkeit eine höhere Emission von Treibhausgasen durch eine verbesserte finanzielle Situation des Landwirtschaftsbetriebes ausgeglichen (substituiert) werden. Die Gleichgewichtung der drei Dimensionen ist ein typisches Verfahren, das der schwachen Nachhaltigkeit zugeordnet werden kann. Die in IDEA (Zahm *et al.* 2008) angewandte Methode ist ein klassischer Vertreter der starken Nachhaltigkeit.

Abschliessend wird darauf hingewiesen, dass auch bei der Zusammenfassung der drei Indikatoren Umwelt, Ökonomie und Soziales zu einem Gesamtindikator immer eine subjektive Komponente mitspielt.

15 Diskussion und Synthese

Andreas Roesch

Die vorliegende Studie wurde mit dem Hauptziel durchgeführt, eine wissenschaftliche Bewertung der gesamten Nachhaltigkeit auf Stufe Landwirtschaftsbetrieb zu entwickeln. Alle drei Dimensionen der Nachhaltigkeit wurden berücksichtigt. Dies bedeutet insbesondere, dass keine der drei Dimensionen der Nachhaltigkeit bei der Analyse vernachlässigt werden darf, d.h. das Indikatorenset sollte möglichst alle Aspekte der Nachhaltigkeit abdecken, insbesondere auch sozioökonomische Themen sowie die Bewertung der Landschaftsästhetik und Bodenqualität.

Die Indikatoren lassen sich in drei Gruppen einteilen: Die Indikatoren auf Stufe 1 sind breit abgestützt, akzeptiert und bereits in zahlreichen Studien angewendet worden; für Indikatoren der Stufe 2 existieren zwar Kennzahlen, ein fundiertes Konzept oder der explizite Schweizer Bezug fehlen aber weitgehend, und bei Stufe 3 fehlen Ansätze für eine praktikable Umsetzung grösstenteils oder genügen wissenschaftlichen Ansprüchen nicht. Die Bestimmung der Umweltwirkungen auf der Basis von Ökobilanzen sind detailliert erforscht und in zahlreichen Studien eingesetzt worden (Stufe 1), während Methoden zur Bewertung der sozialen Situation von Landwirtschaftsbetrieben häufig speziell für Länder mit niedrigen sozialen Standards (Entwicklungsländer mit hoher Kriminalität und schlechten Arbeitsbedingungen) geeignet sind (Stufe 2). Zudem fehlt häufig – insbesondere bei der sozialen und ökonomischen Dimension der Nachhaltigkeit – ein sauberes Konzept, das beispielsweise Rückschlüsse auf die Vollständigkeit des gewählten Indikatorensets zulässt. Häufig bleibt offen, welche Fragestellungen mit den Indikatoren beantwortet werden können und sollen. Fehlt der konzeptionelle Rahmen, ist es kaum möglich, eine (Teil-)Aggregation durchzuführen. Auch die Bewertung des Landschaftsbildes muss in diese mittlere Kategorie eingestuft werden, da noch einige Fragen zur Abgrenzung verschiedener Aggregationstypen zu klären sind. Das Tierwohl wird der untersten Stufe (Stufe 3) zugeordnet, da eine praxistaugliche Bewertungsmethode noch nicht zur Verfügung steht.

Bedingt durch diese Unterschiede der spezifischen Kenntnisse in den einzelnen Fachgebieten ist es klar, dass sich auch die im Projekt erarbeiteten Ergebnisse deutlich unterscheiden. So wurden für die ökologische Säule der Nachhaltigkeit – bis auf die aquatische Ökotoxizität – keine neuen Modelle entwickelt oder bestehende Methoden modifiziert, sondern vielmehr wurde der heutige Forschungsstand bewertet und Empfehlungen abgeleitet (siehe Kapitel 8, 9 und 10). Für die Wirkungen der Landwirtschaft auf die Biodiversität (Kapitel 12) und Bodenqualität (Kapitel 13) wurde ein umfangreicher Modellvergleich durchgeführt und eine Empfehlung ausgearbeitet. Da bisher die gesamten eingesetzten Pestizide als Emission in den Boden betrachtet wurden, erfolgte für die aquatische Ökotoxizität eine Evaluation neuer detaillierterer Modelle für die Sachbilanz (PestLCI) und Wirkungsabschätzung (USETox), welche auch andere Austragungswege berücksichtigen. Diese wurden in verschiedenen Sensitivitätstests auf ihre Eignung überprüft (Kapitel 11). Die Analysen zeigen, dass die Modellierung der Umweltwirkung der Pestizide mit diesen beiden Modellen deutlich realistischer wird, wenn auch noch nicht alle Detailfragen geklärt sind und die gewonnenen Resultate kritisch interpretiert werden müssen.

Im Unterschied zum ökologischen Bereich musste im sozialen Bereich viel konzeptionelle Arbeit geleistet werden, da die Forschung noch wenig Bewertungsinstrumente für (hinreichend) wirkungsorientierte, möglichst quantitative und einfach messbare Indikatoren zur Verfügung stellt. Zudem müssen die Indikatoren im Kontext der Schweizer Landwirtschaft relevant sein. Die Analyse ergab, dass sich das OECD Well-being Framework für die Beschreibung der sozialen Komponente speziell gut eignet, da (i) deren Definition auf dem Capability-Konzept (Sen 1999) beruht und damit einen wichtigen Aspekt der aktuellen Nachhaltigkeitsforschung aufnimmt, (ii) materielle und immaterielle Bedingungen einfließen sowie (iii) objektive und subjektive Komponenten einbezogen werden (siehe Kapitel 3.3). Bei der Analyse von bestehenden Bewertungsinstrumenten für den sozialen Bereich wurde klar, dass sich ein beträchtlicher Teil der Indikatoren entweder nicht sehr gut für die Anwendung im Kontext der Schweizer Landwirtschaft eignet, oder sich vor allem auf die Sektorebene bezieht. Deshalb wurde – aufbauend auf bestehenden Bewertungsinstrumenten – ein angepasstes Set an Indikatoren entwickelt, welches die verschiedenen Dimensionen des OECD-Well-being Frameworks möglichst vollständig abbildet und gleichzeitig die wichtigsten internen und externen Stakeholder (Betriebsleiterfamilie,

Angestellte, Lieferanten, Konsumenten) miteinbezieht. Der im Bericht vorgeschlagene Satz von rund 25 Indikatoren deckt die soziale Nachhaltigkeit einiger wichtiger Stakeholder mit gewissen Einschränkungen gut ab. Diese Einschränkung ist nicht zuletzt auf die Bedingung zurückzuführen, dass aus Gründen der Machbarkeit die Projektvorgabe bestanden hat, ausschliesslich die Betriebsleiterin/ den Betriebsleiter zu befragen.

Für die Abschätzung der Arbeitsbelastung steht mit dem Quotienten aus berechneter und tatsächlich vorhandener Arbeitskraft ein einfacher Indikator für die zeitliche Arbeitsbeanspruchung zur Verfügung. Die tatsächlich vorhandenen Arbeitskräfte werden dabei direkt aus den AGIS-Strukturdaten bestimmt; der Arbeitszeitbedarf kann mit dem bei Agroscope entwickelten „Globalen Arbeitsvoranschlag“ berechnet werden. Eine Validierung anhand von je 30 Tal- und Bergbetrieben hat erste interessante Ergebnisse aufgezeigt. Jedoch sollten für einen aussagekräftigen Indikator Angaben zum Mechanisierungsgrad sowie Angaben zu den von Lohnunternehmern durchgeführten Arbeiten zur Verfügung stehen. Unberücksichtigt bleiben im vorgeschlagenen Nachhaltigkeitsindikator die physische und psychische Arbeitsbeanspruchung.

Der Frage, welchen Beitrag ein Landwirtschaftsbetrieb zu einem schönen und abwechslungsreichen Landschaftsbild liefert, wird in Kapitel 6 nachgegangen. Auch dieser Aspekt der sozialen Nachhaltigkeit kann nicht vollständig erfasst werden, da aus dem Konzept von Tveit *et al.* (2006) nur drei der neun Aspekte als Basis für die beiden Teilindikatoren benutzt werden. Es sind dies (i) Vielfalt/ Diversität, (ii) Naturnähe und (iii) Jahreszeiten. Die Vielfalt wird durch die Nutzung des Diversitätsindex (Shannon-Index) berücksichtigt, die Naturnähe durch die Anwendung von Präferenzwerten und die Jahreszeiten durch den Einbezug des saisonalen Wandels der Landschaft. Vernachlässigt werden somit beispielsweise „Störelemente“ (z. B. Gewächshäuser) oder die räumliche Gliederung der Landschaft. Da trotz der Gewichtung eine zunehmende Diversität zu einer Zunahme des Shannon-Index führt - was nach Tveit *et al.* (2006) nicht zwingend der Fall sein muss – wird je nach Anteil der „schönen“ Landschaftselemente (z. B. Biodiversitätsförderflächen) vorgeschlagen, die Landschaftselemente mit einem „unterdurchschnittlichen“ Präferenzwert vor der Berechnung des Shannon-Index zu aggregieren. Ein ähnliches Konzept wird für die Aggregationstypen „Vielfältige Ackerlandschaft“ und „Vielfältige Graslandschaft“ vorgeschlagen. Anspruchsvoll ist hier insbesondere eine saubere und begründbare Abgrenzung zwischen den drei Aggregationstypen.

Besonders hoch war die Herausforderung, einen Tierwohl-Indikator zu entwickeln, welcher auf einer grossen Anzahl von Betrieben mit vertretbarem Aufwand zu erheben ist und gleichzeitig das Tierwohl möglichst vollständig abbildet. Konsens besteht in der Tatsache, dass der Tierwohlindex alle 12 Aspekte des Tierwohls (z. B. Komfort beim Ruhen oder Bewegungsfreiheit) gemäss den Welfare Quality Protokollen (Welfare Quality® 2009f) abdecken sollte. Es hat sich aber rasch gezeigt, dass dies keine praktikable Methode ist, da dafür ein gewisser Anteil der Tiere individuell und intensiv beobachtet oder untersucht werden muss. Wegen häufig fehlender oder sehr niedriger Korrelation zwischen einfachen prozessbasierten Indikatoren (wie etwa der Gesamtmortalität oder dem Antibiotika-Einsatz) und dem Tierwohl, wird in dieser Studie ein pragmatischer Ansatz empfohlen: In einem Punktesystem werden Massnahmen belohnt, welche über das im Schweizer Tierschutzgesetz vorgeschriebene Minimum hinausgehen. In diesem Bericht wird dieses Punktesystem am Beispiel der Milchkühe und Mastschweine eingeführt. Der Vorteil dieser Methode ist, dass bei Bedarf später weitere Tierarten und/ oder zusätzliche Massnahmen aufgenommen und bewertet werden können.

Die Bewertung der ökonomischen Situation eines Landwirtschaftsbetriebes ist – zumindest wenn man sich ausschliesslich auf die landwirtschaftliche Produktion beschränkt – einfacher als die Einschätzung der sozialen Nachhaltigkeit. Im Kapitel 7 wird ein Konzept vorgestellt, welches zu je zwei betriebswirtschaftlichen Kennzahlen für die Rentabilität, die Liquidität sowie die Stabilität eines Betriebes führt. Die Kennzahlen sind dabei so ausgewählt worden, dass sowohl kapital- als auch arbeitsintensive Betriebe sinnvoll charakterisiert werden können. Zudem erlauben die vorgeschlagenen Kennzahlen, Betriebe verschiedenster Ausrichtung bezüglich ihrer ökonomischen Leistungsfähigkeit adäquat zu beschreiben. Die Autoren weisen deutlich auf mögliche Probleme und Einschränkungen hin. So ist eine Harmonisierung der verschiedenen Kennzahlen notwendig, um die ökonomische Situation verschiedener Betriebe miteinander zu vergleichen. Zudem müssen Abgrenzungsfragen (Vorsorgebeiträge, Abgrenzung landwirtschaftlicher und nicht-landwirtschaftlicher Tätigkeiten) einheitlich gehandhabt werden. Und nicht zuletzt muss bei der Datenerhebung auf einen strengen

Datenschutz geachtet werden, um ein optimales Vertrauensverhältnis zwischen Datenlieferanten und –analysten sicherzustellen.

Sehr anspruchsvoll ist die Aggregation von Teilindikatoren zu einem einzigen Indikator. Für eine Aggregation müssen die Kennzahlen zuerst normiert (bewertet) und dann gewichtet werden. Die beiden Themen „Normierung“ und „Gewichtung“ konnten in dieser Studie nicht vertieft behandelt werden; einige allgemeine Leitlinien, aber auch einige spezifische Ansätze sind in Kapitel 14 nachzulesen.

Für den Umweltbereich wurden in der Vergangenheit zahlreiche Midpoint- und Endpoint-Indikatoren entwickelt, welche es erlauben, Umweltwirkungen (oder Teilbereiche davon) zusammenfassend darzustellen. Während der Midpoint-Ansatz über den Wirkungsindikator nur die potenzielle Veränderung des Umweltzustandes quantitativ beschreibt, versuchen Endpoint-Ansätze die ursächlichen Zusammenhänge zu den realen Veränderungen und Auswirkungen an einem oder mehreren „Schutzgütern“ (z. B. menschliche Gesundheit, Ökosystem) herzustellen. Die Frage, ob Endpoint-Indikatoren für die politische Entscheidungsfindung sinnvoll einsetzbar sind, kann nicht abschliessend beantwortet werden, da dies von der Fragestellung als auch vom Kundenwunsch abhängt (Kägi *et al.* 2016). Endpoint-Indikatoren eignen sich vor allem, um einen ersten Überblick zu erhalten oder zu entscheiden, welches von zwei Systemen bevorzugt werden soll, während Midpoint-Indikatoren für die Beantwortung spezifischer Fragen eingesetzt werden können. Für eine Aggregation der einzelnen Wirkungsindikatoren spricht auch, dass eine Gewichtung auf der Basis gesellschaftlich akzeptierter Werte (wie z. B. in der Methode ReCiPe) in gewissen Fällen geeigneter ist, als eine Fokussierung auf eine einzige Wirkung, da so implizit die Gewichte aller anderen Wirkungen auf null gesetzt werden. In dieser Studie wird für die Ressourcennutzung vorgeschlagen, die im Kapitel 8 diskutierten Wirkungsabschätzungen verschiedener Ressourcen (mit Ausnahme der Abholzung) mittels der Methode der Exergie zu aggregieren (siehe Kapitel 8.5).

Die Indikatoren im sozialen und ökonomischen Bereich sind für den Zusammenzug zu einem einzigen Indikator ebenfalls zu normieren und zu gewichten. Die Normierung kann dabei beispielsweise anhand eines regionalen oder nationalen Durchschnitts durchgeführt werden. Die Bewertungsfunktion dient zur Skalierung der Kennzahl auf eine gemeinsame Skala, z. B. auf das Intervall [0, 1] oder [0, 100]. Die normierten Kennzahlen müssen anschliessend für die Gesamtintegration gewichtet werden. Auch zu diesem Thema gibt das Kapitel 14 einige wertvolle Hinweise. Insbesondere bei der Normierung ökonomischer Kennzahlen ist es wichtig, sich stets auf eine ähnliche Vergleichsgruppe (z. B. Verkehrsmilchbetriebe in der Talregion) zu beziehen, da der Mittelwert eines ökonomischen Indikators häufig von der Betriebsausrichtung abhängt. Zur Normierung der Merkmalsausprägungen des im Kapitel 3.4 formulierten Fragenkatalogs zur Erfassung der sozialen Dimension wird empfohlen, sich auf sogenannte „Leistungsreferenzwerte“ zu stützen. Diese erlauben, die aus der Befragung gewonnenen Antworten in ein grobes Bewertungsschema einzuteilen.

Für die Interpretation und den Vergleich ökonomischer Kennzahlen ist eine Normierung der Ergebnisse unerlässlich. Von der Definition von Schwellenwerten für die Interpretation wird aber insbesondere im ökonomischen Bereich abgeraten. Solche Werte wie etwa die für einzelne Parameter definierte „Toleranzschwelle“ bei KSNL oder der „problematische Bereich“ von Indikatoren in RISE dürften kritisch sein, da diese von vielen standortspezifischen/ betrieblichen Faktoren und von schwierig bewertbaren persönlichen Ansprüchen an die Faktorentlohnung (Zapf *et al.* 2009b) abhängen.

Abschliessend sei hier betont, dass dieses Projekt sehr dienlich war, das fundierte Wissen von Expertinnen und Experten von Agroscope und Partnern zu bündeln und erfolgreich in das spannende Gebiet der Entwicklung von Indikatoren einzusteigen. Dabei hat sich ein hohes Bewusstsein dafür entwickelt, dass für eine ganzheitliche Erfassung der Nachhaltigkeit eines Landwirtschaftsbetriebes präzise, aussagekräftige und verlässliche Indikatoren eine höchst relevante Voraussetzung sind. Dies ist insbesondere im Hinblick auf die Bewertung neuer Massnahmen auf den Landwirtschaftsbetrieben von Bedeutung, sei es durch ein verbessertes Management (Arbeitsplanung), angepasste Bewirtschaftung der Kulturen oder Fortschritte in der Tierzucht.

16 Schlussfolgerungen und Ausblick

Andreas Roesch

16.1 Schlussfolgerungen

Das vorliegende Projekt hatte zum Ziel, ein wissenschaftlich fundiertes Indikatorensystem für die ganzheitliche Bewertung der Nachhaltigkeit auf der Ebene des landwirtschaftlichen Betriebes zu entwickeln. Dieses Ziel wurde grösstenteils erreicht, wenn auch einige Herausforderungen in weiteren Projekten angegangen werden müssen. Für alle drei Dimensionen der Nachhaltigkeit wurden umfangreiche Literaturstudien durchgeführt, ein Vorschlag für Indikatoren erarbeitet und anhand eines umfangreichen Kriterienkatalogs kritisch evaluiert. Jedes Teilkapitel schliesst mit einer Empfehlung und einem Fazit ab, welches sich (auch) dazu eignet, sich rasch einen Überblick zu verschaffen. Damit ist mit diesem Projekt ein erster wichtiger Meilenstein zur Entwicklung eines möglichst quantitativen und wissenschaftlich fundierten Indikatorensets zur ganzheitlichen Beurteilung der Nachhaltigkeit von Schweizer Landwirtschaftsbetrieben erreicht worden.

Der unterschiedliche Kenntnisstand in den drei Dimensionen der Nachhaltigkeit hatte zur Folge, dass nicht für alle Komponenten der Nachhaltigkeit ein „pfannenfertiger“ Satz von Indikatoren entwickelt werden konnte. Während im Bereich der Ökologie eine grosse Anzahl von breit akzeptierten und validierten Methoden zur Abschätzung der Umweltwirkungen zur Verfügung steht, musste vor allem im Bereich Soziales zuerst ein Konzept entwickelt werden, welches die Ausarbeitung wissenschaftlich fundierter Indikatoren erlaubt. Die Analysen haben dabei ergeben, dass sich das OECD-Well-being Konzept als Basis zur Erfassung der sozialen Dimension speziell gut eignet. Zudem war es notwendig, die in bestehenden Indikatorensystemen vorgeschlagenen Indikatoren (siehe Anhang 2) zu verifizieren und auf Schweizer Verhältnisse anzupassen. Wichtig war dabei auch Fragen zu formulieren, welche sich nicht nur auf die soziale Situation des Betriebsleiters beziehen, sondern weitere Stakeholder (Angestellte, Lieferanten und Konsumenten) in die Bewertung aufnehmen und damit ein wichtiges Kriterium für die soziale Lebenszyklusanalyse (englisch: Social Life Cycle Assessment – SLCA) erfüllen. Eine SLCA verlangt analog zur Ökobilanz, dass soziale Aspekte in den Vorketten und den nachgelagerten Prozessen möglichst systematisch zu erfassen sind. Wegen der Projektvorgabe, die Befragung auf die Betriebsleiterin/ den Betriebsleiter zu beschränken, konnten die Vorgaben einer SLCA jedoch nicht vollständig umgesetzt werden. Im Kapitel 14 findet sich ein grobes Konzept zur Normierung und Gewichtung der einzelnen Fragen. Im Kapitel 3.4 sind empfohlene Leistungsreferenzwerte beschrieben. Nichtsdestotrotz erfordert eine praktische Umsetzung noch viel Detailarbeit.

Für die beiden Wirkungen „Arbeitsbelastung“ und „Landschaftsästhetik“ wird in dieser Studie je ein geeigneter Indikator vorgeschlagen, welcher in der Praxis relativ problemlos umsetzbar ist. Die Autoren des Kapitels über die Bewertung des Tierwohls kommunizieren klar, dass es *den* einfachen „Tierwohlintikator“ nicht gibt, und auch komplexe Ansätze wie etwa die Welfare Quality® Protokolle nicht in der Lage sind, das Tierwohl umfassend zu beschreiben. Zudem ist beim Letzteren die Machbarkeit kritisch zu beurteilen – die Methode ist sehr zeitaufwändig und deshalb kaum für die Bewertung des Tierwohls einer grösseren Anzahl von Betrieben geeignet. Deshalb ist der Vorschlag, ein Punktesystem für Massnahmen, welche über die Minimalanforderungen des Schweizer Tierschutzgesetzes hinausgehen und einen der zwölf Tierwohlaspekte positiv beeinflussen, ein vielversprechender Ansatz. Für Milchkühe und Mastschweine wurden zur Illustration dieser Methode die beiden Ethoprogramme BTS und RAUS auf mögliche positive Auswirkungen bezüglich der zwölf Tierwohlaspekte analysiert (siehe Kapitel 5.5). Der Vorteil eines Punktesystems liegt in seiner einfachen Umsetzung, zudem ist die Aggregation der einzelnen Tierwohlaspekte durch Addition der Punkte trivial. Dabei ist aber darauf hinzuweisen, dass dieses Vorgehen die Problematik der Gewichtung der einzelnen Aspekte möglicherweise nur ungenügend abzubilden vermag.

Für die ökonomische Dimension steht mit je zwei Kennzahlen in den drei Bereichen Rentabilität, Liquidität und Stabilität eine praktikable und einfach interpretierbare Lösung zur Beschreibung der wirtschaftlichen Situation von Landwirtschaftsbetrieben zur Verfügung. Neben der Praxisnähe sind die Indikatoren geeignet, sowohl arbeits- als auch kapitalintensive Betriebe sinnvoll zu bewerten. Zudem erlaubt der vorgeschlagene Satz an Indikatoren, Betriebe mit verschiedenster Ausrichtung zu beurteilen und auch die langfristige Komponente (zumindest soweit möglich) einzubeziehen.

Zusammengefasst kann festgestellt werden, dass die Ziele des Projektes weitgehend erreicht wurden. Wichtig ist es, bald sinnvolle Anschlussprojekte zu lancieren, um den Schwung mitzunehmen und noch offene Forschungsfragen rasch anzugehen.

16.2 Empfehlung

Die im Rahmen dieser Studie erarbeiteten Indikatoren bilden eine solide Grundlage für weitere Forschungsarbeiten im Bereich der ganzheitlichen Beurteilung der Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft. Es wird deshalb empfohlen, die in dieser Studie erzielten Ergebnisse bei der weiteren Ausarbeitung einer umfassenden Nachhaltigkeitsbeurteilung zu berücksichtigen. Alle im Projekt beteiligten Arbeitsgruppen betonen, dass die praktische Umsetzung sorgfältig zu planen und kritisch zu begleiten ist. Wichtig ist in diesem Zusammenhang, mehrere Testphasen mit wirksamer Partizipation verschiedener Stakeholder und mit Feedbackgesprächen beim Betriebsleiter durchzuführen.

Da die hier entwickelte Methodik andere Schwerpunkte als die beiden Instrumente SMART und RISE setzt, ist es sinnvoll, die verschiedenen Tools künftig in einer Art „Werkzeugkasten“ zu kombinieren und den Usern zur Verfügung zu stellen. Je nach Anwendung könnte so das zur Fragestellung am besten passende Tool ausgewählt werden.

Die Autoren des Kapitels über das Wohlbefinden betonen, dass die alleinige Befragung des Betriebsleiters problematisch sein dürfte, da so der grossen Bedeutung des subjektiven Wohlbefindens verschiedener Stakeholder nicht genügend Rechnung getragen wird. Deshalb wird vorgeschlagen, (zumindest) auf einer Auswahl von Betrieben, weitere interne und externe Stakeholder zu befragen.

Die Berechnung des Indikators für die Arbeitsbelastung mithilfe des Quotienten aus den benötigten (berechneten) und vorhandenen Arbeitskräften wird grundsätzlich empfohlen. Kritisch sind unvollständige Angaben der durch Lohnunternehmer ausgeführten Arbeiten und des Mechanisierungsgrades zu beurteilen.

Das Tierwohl kann wegen der komplexen Wechselwirkungen und Mehrdimensionalität nicht durch einen einfachen Indikator definiert werden. Die im Rahmen dieses Projektes durchgeführte Analysen weisen klar darauf hin, dass Welfare Quality® Protokolle wegen des grossen Daten- und Zeitbedarfs keine gangbare Lösung zur Bestimmung des Tierwohls einer grösseren Anzahl von Landwirtschaftsbetrieben sind. Nach einer Analyse der verfügbaren Bewertungsinstrumente wird empfohlen, den pragmatischen Ansatz eines Punktesystems umzusetzen. Dabei werden Punkte für Massnahmen vergeben, welche bezüglich der zwölf Tierwohlprinzipien über das gesetzliche Minimum des Schweizerischen Tierschutzgesetzes hinausgehen. Die positive Wirkung auf die Tierwohlaspekte sollte dabei möglichst durch wissenschaftliche Studien belegt worden sein.

Für die Bewertung des Landschaftsbildes wird vorgeschlagen, einerseits den flächengewichteten Präferenzwert zu verwenden und andererseits die Diversität durch den Shannon-Index zu bestimmen, wobei die Flächen der einzelnen Landschaftselemente mit dem jeweiligen mittleren Präferenzwert gewichtet werden. Der Einfluss der jahreszeitlichen Veränderung der Kulturen und BFFs auf die Ästhetik kann durch die aufsummierten zeitlichen Veränderungen der Präferenzwerte im Zeitraum von März bis Oktober erfasst werden.

Für die ökonomische Dimension der Nachhaltigkeit werden sechs Kennzahlen vorgeschlagen, je zwei in den drei Bereichen Rentabilität, Liquidität und Stabilität. Nebst der fachkundlichen Begleitung in der Umsetzungsphase wird von den Autoren empfohlen, dass die Berechnung der Kennzahlen auf einem betrieblichen Abschluss nach Rechnungslegungsrecht basiert und dem AGRO-TWIN Kontenrahmen KMU Landwirtschaft entspricht. Zudem wird der Leser darauf hingewiesen, dass die bewerteten Betriebe eine kritische Untergrenze familieneigener Arbeitskräfte aufweisen sollten und eine Harmonisierung des landwirtschaftlichen Einkommens und weiterer Kennzahlen für einen sinnvollen Vergleich verschiedener Betriebe für aussagekräftige Resultate zwingend nötig sind.

Die Analyse der Umweltwirkungen wurde in dieser Studie bewusst knapp gehalten und beschränkt sich meist auf kleinere Anpassungen und Modifikationen; mit Ausnahme der Ökotoxizität. Für die aquatische Ökotoxizität wird empfohlen, die Wirkungsabschätzung mit der Methode USETox durchzuführen, welche auf einem breit abgestützten Konsens verschiedenster Experten beruht und international anerkannten Prinzipien folgt. Für die vorgängig nötige Modellierung der Sachbilanz, d.h. der Verteilung der Pestizide in den verschiedenen Umweltkompartimenten, wird das PestLCI Modell vorgeschlagen.

Für die Beurteilung der gesamten Ressourceneffizienz wird angeregt, die Grösse „Exergie“ zu verwenden, da diese die Bewertung verschiedener Ressourcen wie erneuerbarer und nicht-erneuerbarer Energieträger, Wasser, Land und Metalle durch eine gemeinsame Grösse erlaubt. Für die Wirkung von Treibhausgasen auf das Klima schlagen die Autoren der Studie vor, weiterhin den breit akzeptierten Mid-Point Indikator „Treibhausgaspotenzial“ gemäss IPCC zu verwenden, während es bei den beiden nährstoffbezogene Umweltwirkungen „Versauerungspotenzial“ und „terrestrische Eutrophierung“ ausreicht, eine dieser beiden Kategorien in die Gesamtbewertung aufzunehmen. Dies ist auf die hohe Korrelation zwischen Versauerung und Eutrophierung zurückzuführen, da beide von den Ammoniakemissionen dominiert werden.

Für die beiden Bereiche Biodiversität und Bodenqualität werden aufgrund eines umfassenden Modellvergleichs folgende beiden Modelle zur Anwendung empfohlen: Das durch die Vogelwarte entwickelte Punktesystem von IP-SUISSE für die Abschätzung der Biodiversität und die Methode SALCA für die Wirkung der landwirtschaftlichen Tätigkeit auf die Bodenqualität. Wichtig ist darauf hinzuweisen, dass diese Auswahl nur unter den Vorgaben dieses Projektes (wie etwa Praxisnähe, Schweizer Bezug) gilt.

Abschliessend soll hier nochmals auf die hohe Bedeutung einer kritischen Begleitung der praktischen Umsetzung in der Form sorgfältig geplanter Testphasen sowie einer breit abgestützten Akzeptanz verschiedener involvierter und interessierter Stakeholder hingewiesen werden.

16.3 Forschungsbedarf

Die vorliegende Studie stellt einen wichtigen Meilenstein in der Entwicklung eines wissenschaftlich fundierten Indikatorensets für die ganzheitliche Beurteilung der Nachhaltigkeit von Landwirtschaftsbetrieben dar. Die relativ kurze Laufzeit des Projektes von einem Jahr erlaubte nicht, alle wichtigen Bausteine zu analysieren und zu bearbeiten werden, welche zur Erstellung eines praxistauglichen Indikatorensystems nötig sind. Der folgende Abschnitt diskutiert einige allgemein gültige Aspekte, wo noch grösserer Forschungsbedarf besteht. Anschliessend werden spezifische Herausforderungen beleuchtet, welche jeweils einer Subkomponente der Nachhaltigkeit zugeordnet werden können.

Aggregation: Für eine (Teil-)Aggregation von Indikatoren müssen die knappen Ausführungen zur Normierung sowie der Gewichtung weiter ausgearbeitet werden. Anspruchsvoll ist dabei vor allem die Bestimmung von vernünftigen Schwellen- und Referenzwerten. Für die Gewichtung der einzelnen Nachhaltigkeitsindikatoren bleiben innovative Ideen gefragt, welche auf eine breite Akzeptanz in Forschung, Politik und Wirtschaft stossen.

Praktische Umsetzung: Grosser Forschungsbedarf besteht darin, die praktische Umsetzung - dies betrifft insbesondere auch die Datenerhebung sowie den Datenfluss – zu optimieren. Die praktische Machbarkeit der Methode kann nur mit intensiv begleiteten Testphasen verifiziert und verbessert werden. Vor und während dieser Phase ist es wichtig, die verschiedenen Stakeholder eng in den Gesamtprozess einzubeziehen. Der partizipative Ansatz ist dabei eine notwendige Voraussetzung für eine hohe Akzeptanz der Nachhaltigkeitsbewertung.

Forschungsbedarf besteht auch, das Potential der verschiedenen Tools und Methoden in der Schweiz (u.a. auch unter Einbezug der beiden Methoden RISE und SMART) besser zu nutzen. Diese Arbeit dient als Grundlage um zu entscheiden, welches Instrument für eine bestimmte Problemstellung am besten geeignet ist. Dabei sollten auch Synergien genutzt werden, welche durch eine kombinierte Anwendung verschiedener Methoden entstehen.

Umwelt: Verschiedene Umweltwirkungen sind von der Region abhängig. So ist es bei den Ressourcen Wasser und Land naheliegend, regionale Unterschiede in der Qualität und der Verfügbarkeit zu berücksichtigen. Die Versauerung hängt stark vom Kalkgehalt des Bodens bzw. vom pH der Gewässer ab; die Nährstoffbelastung in der Region beeinflusst das Eutrophierungspotenzial. Aber auch für die beiden Bereiche Biodiversität und Bodenqualität gilt es, regionsspezifische Eigenheiten einzubeziehen. Weitere Forschungsanstrengungen sind für die Weiterentwicklung und Operationalisierung der Ökobilanz-Methodik zur Wirkungsabschätzung der Ökotoxizität notwendig. In der vorliegenden Studie wurde zwar aufgezeigt, dass sich eine kombinierte Anwendung der Modelle PestLCI (zur Bestimmung der Sachbilanz) und USETox (für die Wirkungsabschätzung) grundsätzlich eignen. Trotzdem sind für eine operationalisierte Anwendung noch einige Detailfragen zu klären und die Datenbasis zu ergänzen. Der Lebenszyklus-Ansatz, d.h. die Berücksichtigung der Wirkungen der Vorketten und nachgelagerten Prozesse wurde bisher bei der Biodiversität und

Bodenqualität nicht umgesetzt: Beide Modelle bewerten ausschliesslich die betriebseigene Fläche. So bleibt beispielsweise der Einfluss des eingekauften Kraffutters (am Produktionsort) auf die Biodiversität und Bodenqualität unberücksichtigt.

Soziales: Im sozialen Bereich besteht der grösste Forschungsbedarf in der Normierung der Kennzahlen mithilfe von Referenzwerten sowie einer breit akzeptierten und möglichst objektiven Gewichtung der einzelnen Teilindikatoren. Für den Indikator „Arbeitsbelastung“ ist zu klären, welche Informationen zur Mechanisierung für eine angemessene Genauigkeit nötig sind. Für die Differenzierung des Shannon-Index zur Ermittlung der Landschaftsästhetik gilt es, eine wissenschaftlich fundierte Methode zu entwickeln, welche Landwirtschaftsbetriebe in die drei vorgeschlagenen Gruppen (i) „schöne Agrarlandschaft“, (ii) „vielfältige Ackerlandschaft“ und (iii) „vielfältige Graslandschaft“ einteilt. Viele offene Fragen bleiben für die vollständige Entwicklung eines Tierwohlintikators bestehen. Der in der Studie skizzierte Vorschlag eines Punktesystems ist zwar vielversprechend, doch wird lediglich für Milchkühe und Mastschweine eine Liste von Parametern vorgeschlagen, welche über das vorgeschriebene Minimum im Schweizer Tierschutzgesetz geht. Für eine breite Anwendung eines Tierwohlintikators müssen weitere Tierarten und Haltungssysteme in den Bewertungskatalog aufgenommen werden. Besonders betonen die Autoren, dass die Validierung der Ergebnisse absolut notwendig ist und nur mit aufwendigen Beobachtungen am Tier überprüft werden kann. Zudem wird herausgestrichen, dass für die beiden Tierwohlaspekte einer guten Mensch-Tier-Beziehung und eines positiven emotionalen Zustandes des Tieres noch grosser Forschungsbedarf besteht, da derzeit noch keine praxistauglichen Methoden verfügbar sind.

Ökonomie: Die Beurteilung der ökonomische Nachhaltigkeit kann – bis auf die bereits eingangs erwähnte fehlenden Informationen zur Aggregation – mit den im Kapitel 7 gegebenen Informationen bestimmt werden. Grössere Anstrengungen sind hier erst nötig, wenn die Bewertung der Nachhaltigkeit von der Betriebsebene auf einzelne Produkte oder Betriebszweige ausgedehnt werden soll. Eine solche Beurteilung verlangt für die Allokation der Gemeinkosten (z. B. Arbeit und Maschinen) eine Vollkostenrechnung.

Zielkonflikte: Da die Datenerhebung und praktische Umsetzung nicht Teil dieser Studie waren, konnten Wechselwirkungen zwischen den Nachhaltigkeitsdimensionen und Zielkonflikte nicht untersucht werden. Die Analyse von Wirkungszusammenhängen und möglichen Zielkonflikten sind für die Beratung von Landwirtschaftsbetrieben aber von höchster Bedeutung, insbesondere auch, wenn konkrete Massnahmen umgesetzt werden sollen oder Unternehmensentscheidungen anstehen.

Abschliessend soll hier erwähnt sein, dass erheblicher Forschungsbedarf in einer verbesserten Berücksichtigung des LCA-Gedankens besteht. Zudem sind die verschiedenen Indikatoren in regelmässigen Abständen anzupassen, wenn dies infolge neuer Entwicklungen und Erkenntnissen nötig ist. Nur am Rande sei hier erwähnt (da nicht Thema dieser Studie), dass vor einer Anwendung der Indikatoren auf Produkte- oder Betriebszweige noch viele offene Fragen geklärt werden müssen.

17 Anhang

Anhang 1 Mitglieder des Projektteams, der Projekt(ober)leitung, der Begleitgruppe und weitere konsultierte Experten.....	228
Anhang 2 Übersicht der Nachhaltigkeitsbewertungsinstrumente	230
Anhang 3 Lohnrichtlinien für familienfremde Arbeitnehmende in der Schweizer Landwirtschaft inklusive landw. Hauswirtschaft 2015	232
Anhang 4 Umschlüsselung der Arbeitskraft.....	236
Anhang 5 Umschlüsselung Anzahl Tiere	237
Anhang 6 Umschlüsselung in die Kategorien des Globalen Arbeitsvoranschlags.....	238
Anhang 7 Arbeitszeitbedarf.....	239
Anhang 8 Umschlüsselung für die Berechnung der Standardarbeitskraft	241
Anhang 9 Gesamtübersicht TGI.....	243
Anhang 10 Welfare Quality® Protocol.....	246
Anhang 11 Qualitative Behaviour Assessment (QBA)	251
Anhang 12 Mapping der Kulturen	253
Anhang 13 PestLCI Massenstrom Diagramm	257
Anhang 14 Eingabeparameter USEtox 1.01	258
Anhang 15 Standwerte für die standortspezifischen Eingabeparameter in USEtox 1.01	259

Anhang 1 Mitglieder des Projektteams, der Projekt(ober)leitung, der Begleitgruppe und weitere konsultierte Experten

Projektteam

Ruth Badertscher	BLW
Jaques Chavaz	jch-consult
Jean-Michel Couture	AGECO
Felix Herzog	Agroscope INH
Jonas Isenring	Agroscope INH
Philippe Jeanneret	Agroscope INH
Christine Jurt	Agroscope INH
Nina Keil	Agroscope INH
Markus Lips	Agroscope INH
Stefan Mann	Agroscope INH
Thomas Nemecek	Agroscope INH
Tuija Waldvogel	Agroscope INH
Hansruedi Oberholzer	Agroscope INH
Christina Rufener	Agroscope INH
Matthias Schick	Agroscope INH
Beatrice Schüpbach	Agroscope INH
Christina Umstätter	Agroscope INH
Thomas Walter	Agroscope INH
Beat Wechsler	Agroscope INH
Jessica Werner	Agroscope INH
Alexander Zorn	Agroscope INH

Projektleitung

Andreas Roesch	Agroscope INH
----------------	---------------

Projektoberleitung

Manfred Bötsch	Migros-Genossenschafts-Bund
Bernhard Kammer	Migros-Genossenschafts-Bund
Christina Marschall	Micarna SA
Winzeler Michael	Agroscope INH
Gérard Gaillard	Agroscope INH

Wissenschaftliche Begleitgruppe

Christian Bockstaller	INRA Colmar, Frankreich
Reiner Doluschitz	Universität Hohenheim, Deutschland
Emmanuel Frossard	ETH Zürich
Marie-Hélène Jeuffroy	INRA, UMR Agronomie, Frankreich
Paul Mäder	FiBL
Marguerite Paus	HAFL
Chris Reynolds	Universität Reading, Grossbritannien
Johan Six	ETH Zürich
Matthias Stolze	FiBL
Davide Viaggi	Universität Bologna, Italien
Werner Zollitsch	Universität für Bodenkultur BOKU, Österreich

Experten Ökotoxizität

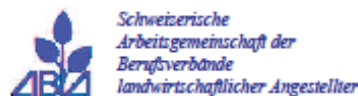
Otto Daniel	Agroscope IPB
Eva Kohlschmid	Agroscope IPB
Annette Aldrich	Agroscope IPB
Esther Kohler	Agroscope IPB
Marianne Balmer	Agroscope IPB
Laura DeBaan	Agroscope IPB

Anhang 2 Übersicht der Nachhaltigkeitsbewertungsinstrumente

Tools	Description	Availability	Specific	Objective	Quantitative	Comments
SMART (The Sustainability Monitoring and Assessment RouTine)	Tool for sustainability assessment of food companies - Farm level assessments are conducted with a special subtool, the SMART-Farm-TOOL	✓	✓	(✓)	(✓)	SMART is an operationalisation of the SAFA guidelines
SAFA (Sustainability Assessment of Food and Agriculture systems)	The Sustainability Assessment of Food and Agriculture systems (SAFA) Guidelines were developed for assessing the impact of food and agriculture operations on the environment and people.	✓	✓	✓	✓	SAFA are guidelines and do not comprise indicators
Diagnostique d'Agriculture paysane	Indicators of peasant agriculture	X	-	-	-	Specific to peasant agriculture
SYSTERRE	Calculator of a set of indicators to assess the technical, economic and environmental of crops on a farm field crop or mixed farming	X	-	-	-	
MOTIFS	Monitoring tool for integrated farm sustainability	✓	✓	✓	X	
SAFE (Sustainability assessment of farming and the environment)	List of 87 performing sustainability indicators specific to the Belgian agricultural context.	✓	✓	✓	✓	
La gestion durable d'une entreprise agricole (COOP fédérée)	Self-diagnosis giving an overall picture of the sustainability of the management.	✓	✓	✓	X	

Tools	Description	Availability	Specific	Objective	Quantitative	Comments
AgBalance – BASF	AgBalance is a method to measure and assess sustainability in agriculture.	✓*	✓	✓	✓	
OFAG	Rapport agricole 2014 de l'Office fédérale de l'agriculture (OFAG)	✓	✓	✓	✓	Not an assessment tool per se, but social indicators are reported in the annual report
PRÉ – Social footprint	Methodology for social impact assessment at product level. The methodology allows reasoned assessment of overall performance by including social topics and performance indicators that reflect positive and negative impacts of the product on three stakeholder groups: workers, consumers and local communities. 19 social topics are proposed, together with their individual performance indicators, including detailed definitions.	✓	✓	✓	✓	
AFAQ 26 000	AFAQ is a method assessing to what level an organisation meets ISO 26 000 requirements	✓*	✓	✓	✓	

Anhang 3 Lohnrichtlinien für familienfremde Arbeitnehmende in der Schweizer Landwirtschaft inklusive landw. Hauswirtschaft 2015



Lohnrichtlinie für familienfremde Arbeitnehmende in der Schweizer Landwirtschaft inklusive landw. Hauswirtschaft 2015

In der Schweizer Landwirtschaft werden tausende von Arbeitnehmenden beschäftigt. Es ist von grosser Bedeutung, dass bei deren Beschäftigung geordnete Verhältnisse herrschen. Diese zwischen dem Schweizer Bauernverband (SBV), dem schweizerischen Bäuerinnen- und Landfrauenverband (SBLV) und der Arbeitsgemeinschaft der Berufsverbände landw. Angestellter (ABLA) vereinbarte Richtlinie soll mithelfen, ein gutes Verhältnis zwischen Arbeitnehmenden und Arbeitgebenden zu erhalten. Der Verständlichkeit halber wird in diesem Dokument durchgehend die männliche Form verwendet. Gemeint sind jeweils die männliche und weibliche Form. Die Richtlinie vermittelt einen allgemeinen Überblick. Im Einzelfall sind die Bestimmungen der kantonalen Normalarbeitsverträge sowie allfällig in einem Einzelarbeitsvertrag vereinbarte Regelungen zu beachten.

1. Arbeitsvertrag

Für jedes Arbeitsverhältnis gelten die gesetzlichen Bestimmungen des Arbeitsvertragsrechtes (OR), die Vorschriften der kantonalen Normalarbeitsverträge (NAV) der Landwirtschaft und die im Einzelarbeitsvertrag festgehaltenen Bestimmungen. Für ausserlandwirtschaftliche Tätigkeiten (Gartenbau, Gastgewerbe, Baugewerbe, usw.) sind die bestehenden Gesamtarbeitsverträge der Branchen einzuhalten. Jeder Arbeitgebende und Arbeitnehmende sollte im Besitze des kantonalen NAV der Landwirtschaft oder des Gesamtarbeitsvertrages der betreffenden Branche sein. Diese Verträge sind bei der kantonalen Material- und Drucksachenverwaltung erhältlich.

2. Lohnbedingungen

Dem Arbeitnehmenden ist für seine Tätigkeit eine angemessene Entschädigung (Lohn) auszurichten. Als Richtlinie gelten die auf Seite 3 festgelegten Ansätze.

Vom AHV-Lohn können abgezogen werden:

- 1/2 der Prämie der AHV/IV/ALV/EO-Beiträge;
- die Prämie für die vom Arbeitgebenden bezahlte Krankenpflegeversicherung;
- 1/2 der Prämie der Krankentaggeldversicherung;
- 1/2 der Prämie der Pensionskasse;
- die Prämie für die Nichtberufsunfallversicherung;
- die Quellensteuer (bei ausländischen Arbeitnehmenden ohne Niederlassungsbewilligung);
- der Naturallohn sofern Arbeitnehmende Kost und Logis beziehen.

Vom ersten Monatslohn kann ein Viertel des AHV-Lohnes zurückbehalten werden. Die Rückerstattung erfolgt spätestens bei der ordentlichen Beendigung des Arbeitsverhältnisses.

Ausnahmen: In folgenden Kantonen hat der Arbeitgebende die Hälfte der Krankenpflegeprämie gemäss NAV zu tragen: GL, TI, VS, im Kanton AI hat der Arbeitgebende die ganze Prämie zu tragen.

3. Lohnabrechnung

Der Arbeitgebende ist verpflichtet, jeden Monat eine vollständige Lohnabrechnung inkl. Überzeit- und Freizeitkontrolle zu erstellen. Der Lohn ist spätestens am Monatsende auszuzahlen. Es ist darauf zu achten, dass ein einwandfreier Auszahlungsbeleg (Quittung) vorliegt. Eine Kopie ist dem Arbeitnehmenden auszuhändigen.

Beim Schweizer Bauernverband (Agrimpuls) und den kant. Bauernverbänden kann ein in 15 Sprachen herausgegebener Lohnabrechnungsbogen bezogen werden.

4. Arbeitszeit

Die tägliche Arbeitszeit richtet sich nach den Bestimmungen des kantonalen NAV der Landwirtschaft. Im Gemüsebau sind die Bestimmungen des Modellarbeitsvertrages zwischen VSGP und IVAG zu beachten.

5. Überstundenarbeit

Der Arbeitnehmende hat bei Bedarf Überstundenarbeit zu leisten. Im Einverständnis mit dem Arbeitnehmenden kann der Arbeitgebende die Überstundenarbeit durch Freizeit von mindestens gleicher Dauer ausgleichen. Andernfalls hat der Arbeitgebende für die Überstundenarbeit Lohn zu entrichten. Dieser bemisst sich nach dem Normallohn und einem Zuschlag von mindestens 25%.

Die geleisteten Überstunden müssen auf der Lohnabrechnung festgehalten und vom Arbeitgebenden und Arbeitnehmenden bestätigt werden.

6. Freizeit und Ferien

Die Anzahl der freien Tage richtet sich nach den Bestimmungen des kantonalen NAV der Landwirtschaft.

Der Ferienanspruch des Arbeitnehmenden beträgt vier Wochen pro Jahr (bis zum vollendeten 20. und je nach Kanton ab dem 50. Lebensjahr fünf Wochen). Die Ferien sind, wenn sie nicht schon vorher gewährt wurden, bei Vertragsende zu beziehen. Während des Arbeitsverhältnisses nicht bezogene freie Tage sind bei Vertragsende dem Ferienanspruch gleichzustellen.

Der Arbeitgebende hat dem Arbeitnehmenden für die an Freitagen und in den Ferien nicht bezogene Verpflegung eine Entschädigung auszuzahlen.

7. Familienzulagen

Die landwirtschaftlichen Arbeitnehmenden erhalten für jedes Kind bis zum erfüllten 16. Altersjahr eine monatliche Kinderzulage. Um in den Genuss dieser Zulage zu kommen, muss der Arbeitnehmende die Geburtsurkunde der Kinder (mit Übersetzung) auf der Gemeindeausgleichskasse des Arbeitsortes abgeben. Für Kinder über 16 Jahre, die noch in Ausbildung stehen, muss zusätzlich zum Geburtsurkunde eine Schulbestätigung

(mit Übersetzung) vorgewiesen werden. Arbeitnehmende, die in der Schweiz einen Haushalt führen, haben zudem Anspruch auf die Haushaltszulage (Massgebend sind die Bestimmungen des FLG).

8. Versicherungen

Der Normalarbeitsvertrag (NAV) verpflichtet den Arbeitgebenden sein Personal für Arzt-, Arznei- und Spalkkosten sowie ein Krankentaggeld von 80% des Lohnes zu versichern. In den Kantonen, in denen der Arbeitgebende keinen Anteil an die Krankenpflegeprämien zu entrichten hat, ist er dennoch verpflichtet, zu kontrollieren, ob die Arbeitnehmenden bei einer Krankenkasse angemeldet sind. Ebenfalls müssen die nicht erwerbstätigen Familienmitglieder einer/eines Mitarbeitenden aus einem der neuen EU-Länder (ausser Ungarn) bei dieser Krankenkasse mitversichert werden. Weitere Informationen erhalten Sie bei Ihrer Krankenkasse.

Das Unfallversicherungsgesetz (UVG) verpflichtet den Arbeitgebenden sein Personal für Berufs- und Nichtberufsunfälle zu versichern.

Das Bundesgesetz über die berufliche Vorsorge (BVG) verpflichtet den Arbeitgebenden, das Personal, das länger als 3 Monate beschäftigt wird, einen AHV-Lohn von mehr als CHF 1'762.50 pro Monat bezieht und älter als 17jährig ist, einer Pensionskasse anzuschliessen.

Angestellte, welche die Schweiz definitiv verlassen, müssen sich spätestens einen Monat vor der Ausreise bei der Pensionskasse melden. Dies gilt jedoch nur für Arbeitnehmer, welche älter als 25 Jahre sind.

Auskünfte erteilen die landw. Versicherungsberatungsstellen oder die Agrisano Pencas (ehemals PKSL), Tel. 056 462 51 66.

9. Ungerechtfertigte Entlassung (Art. 337c OR)

Entlässt der Arbeitgebende den Arbeitnehmenden fristlos ohne wichtigen Grund, so hat dieser Anspruch auf Ersatz dessen, was er verdient hätte, wenn das Arbeitsverhältnis unter Einhaltung der Kündigungsfrist oder durch Ablauf der bestimmten Vertragszeit beendet worden wäre.

Der Arbeitnehmende muss sich daran anrechnen lassen, was er infolge der Beendigung des Arbeitsverhältnisses erspart hat und was er durch anderweitige Arbeit verdient oder zu verdienen absichtlich unterlassen hat.

Der Richter kann den Arbeitgebenden verpflichten, dem Arbeitnehmenden eine Entschädigung zu bezahlen, die er nach freiem Ermessen unter Würdigung aller Umstände festlegt; diese Entschädigung darf jedoch den Lohn des Arbeitnehmenden für sechs Monate nicht übersteigen.

10. Ungerechtfertigter Nichtantritt oder Verlassen der Arbeitsstelle (Art. 337d OR)

Tritt der Arbeitnehmende ohne wichtigen Grund die Arbeitsstelle nicht an oder verlässt er sie fristlos, so hat der Arbeitgebende Anspruch auf eine Entschädigung, die einem Viertel des Lohnes für einen Monat entspricht; ausserdem hat er Anspruch auf Ersatz weiteren Schadens. Erlischt der Anspruch auf Entschädigung nicht durch Verrechnung, so ist er durch Klage oder Betreibung innert 30 Tagen seit dem Nichtantritt oder Verlassen der Arbeitsstelle geltend zu machen; andernfalls ist der Anspruch verwirkt.

11. Lenken von landwirtschaftlichen Motorfahrzeugen

Soll der Arbeitnehmende mit dem Führen von landwirtschaftlichen Motorfahrzeugen beauftragt werden, muss dieser über einen gültigen Führerausweis mindestens der Kategorie G verfügen. Fehlt der gültige Ausweis, können die Motorfahrzeug-Haftpflichtversicherer die gesamten Kosten eines durch den Angestellten verursachten Unfalles beim Arbeitgebenden zurückfordern. Bei den Strassenverkehrsämtern erhält man Informationen über das Ablegen der Führerprüfung für ausländische Arbeitskräfte und die Gültigkeit der ausländischen Führerscheine.

Hält sich ein ausländischer Arbeitnehmer länger als ein Jahr in der Schweiz auf, muss sein ausländischer Führerschein nach einem Jahr in einen schweizerischen Führerschein umgetauscht werden.

12. Schäden durch Krankheiten/Ärztliche Untersuchung

Grundsätzlich kann die Möglichkeit nicht ausgeschlossen werden, dass ein Arbeitnehmender Träger irgendwelcher Viren, Bakterien, Bandwürmer etc. ist. Die Erfahrung zeigt, dass dieses Risiko sehr klein ist. Im Einzelfall können die daraus entstehenden Schäden aber gross sein (z.B. Befall des Tierbestandes mit Bandwürmern). Für solche Schäden bestehen in der Regel kein Versicherungsschutz und kein Haftungsanspruch. Der Arbeitgebende kann das Risiko minimieren, wenn er Arbeitnehmende auf seine Kosten ärztlich untersuchen lässt.

13. Arbeitssicherheit

Alle Betriebe, welche Arbeitskräfte beschäftigen, müssen die EKAS Richtlinie 6508 über den Beizug von Arbeitsärzten und anderen Spezialisten der Arbeitssicherheit erfüllen. Auskünfte über die Branchenlösung AgriTOP erteilt die Beratungsstelle für Unfallverhütung in der Landwirtschaft BUL, 062 739 50 40.

14. Arbeitsbewilligung für ausländische Angestellte

Die Kosten für das Konsularvisum oder die Zusicherung der Aufenthaltsbewilligung gehen zu Lasten des Arbeitgebenden, alle anderen Gebühren oder Kosten gehen zu Lasten des Arbeitnehmenden.

15. Reisekosten für ausländische Arbeitnehmende

Wenn nichts anderes vereinbart wurde, gehen die Reisekosten zu Lasten des Arbeitnehmenden.

16. Fragen

Bei Fragen stehen die kantonalen Bauernsekretariate, der SBLV, die ABLA und Agrimpuls gerne zur Verfügung.

Richtlöhne 2015

Personal in Landwirtschaft, Obst-, Wein-, Gemüsebau, landw. Haushalt, etc.

Wichtig:

- Massgebend für die Einstufung in die Lohnklassen ist nicht die Ausbildung, sondern die im Betrieb ausgeübte Funktion.
- Die angegebenen Löhne verstehen sich als Monatslöhne inklusive allfällig erbrachter Kost und Logis.
- In der Landwirtschaft sind 12 Monatslöhne üblich. Allfällige 13. Monatslöhne/Gratifikationen sind in diesen Richtlinien nicht enthalten.
- Der Arbeitgebende ist verpflichtet, jeden Monat eine Lohnabrechnung inkl. Kontrolle der Überzeit, Freizeit und Kostgeldentschädigung zu erstellen. Der Ferienzuschlag für 4 Wochen beträgt 8.33% und bei 5 Wochen 10.64% (Stundenlohnabrechnungen).

Lohn- klasse	Funktion	Vergleichbare Ausbildung	Berufser- fahrung (CH)	Bruttolohn / Monat	
				von CHF	bis CHF
8	Landw. und bäuerl.-hausw. Betriebsleiter/innen - Verantwortung für Betrieb /Haushalt - Eigenständige Betriebsplanung	Höhere Fachprüfung HFP Fach-/Hochschulabschluss	Über 5 Jahre	4'580.00	6'190.00
			Unter 5 Jahre	3'990.00	5'210.00
7	Landw. und bäuerl.-hausw. Betriebszweingleiter/innen - Verantwortung für Betriebszweig - Eigenständige Planung von Teilbereichen	Berufsprüfung (BLS 1)	Über 5 Jahre	4'210.00	5'575.00
			Unter 5 Jahre	3'750.00	4'940.00
6	Landw. und bäuerl.-hausw. Betriebsangestellte - Eigenständige Arbeitsplanung - Kann alle Arbeiten eigenständig ausführen - Gruppenleiter	Fähigkeitszeugnis	Über 5 Jahre	3'825.00	5'040.00
			Unter 5 Jahre	3'610.00	4'670.00
5	Landw. und bäuerl.-hausw. Betriebsangestellte - Arbeiten werden gemäss Auftrag selbstständig ausgeführt - Grundkenntnisse vorhanden	Teilprüfung, LAP 1 Eidg. Berufsattest EBA	Über 5 Jahre	3'540.00	4'020.00
			Unter 5 Jahre	3'240.00	3'650.00
4	Befristete Angestellte oder Angestellte ohne Erfahrung, Hilfskräfte - Arbeiten werden gemäss Weisungen ausgeführt	Saisonale Arbeitskräfte,		3'200.00	
3	Aushilfe - Einfache Tätigkeiten	Keine berufl. Ausbildung, unter 18 Jahre		1'500.00	2'455.00
2	Praktikanten im Rahmen eines Programmes von SBV / Agrimpuls	Praktikanten	Über 4 Monate	2'695.00	
			Unter 4 Monate	2'535.00	
1	Praktikanten im Rahmen eines Studiums an der HAFL (2014)	Studenten		1'500.00	1'800.00
Der Minimallohn für Angestellte aus den EU-2 Staaten Bulgarien und Rumänien beträgt CHF 3'200.00.					

Alppersonal

Informationen zu Löhnen auf Alpen sind auf der Internetseite www.zalp.ch oder bei verschiedenen kantonalen Anlaufstellen zu finden. Grundsätzlich kann auch bei Angestelltenverhältnissen auf Alpen die vorliegende Lohnrichtlinie als Richtlinie beigezogen werden.

Allgemeine Grundsätze

Die Richtlöhne gelten für voll leistungsfähige Arbeitnehmende. Für Personen deren Leistungsfähigkeit eingeschränkt ist, können die Ansätze entsprechend dem Grad der Einschränkung angepasst werden. Es ist dringend zu empfehlen, dies schriftlich zu vereinbaren.

Allfällige Kinderzulagen sind in jedem Fall zusätzlich auszurichten.

In kantonalen Normal- oder Gesamtarbeitsverträgen festgelegte Lohnregelungen gehen diesen Richtlöhnen vor.

Der Nettolohn ergibt sich nach Abzug der Sozialversicherungsbeiträge (AHV/IV/ALV/EO, Krankenkasse, Krankentaggeldversicherung, Nichtberufsunfallversicherung, Pensionskasse), Quellensteuer, Naturallohn.

Es ist in jedem Fall zu empfehlen, den im einzelnen Arbeitsverhältnis vereinbarten Lohn im individuellen Arbeitsvertrag festzuhalten.

Zusammensetzung des Naturallohn

Leistung	CHF / Tag	CHF / Monat
Logis/Unterkunft	11.50	345.00
Morgenessen	3.50	105.00
Mittagessen	10.00	300.00
Abendessen	8.00	240.00
Total	33.00	990.00

Wird der Naturallohn nicht erbracht, kann er den Arbeitnehmenden nicht vom Lohn abgezogen werden. Zusätzliche Leistungen können separat verrechnet werden.

Berechnung der Stundenlöhne (gemäss dem Muster-NAV ABLA/SBV)

Die Stundenlöhne ergeben sich durch Teilung des Monatslohnes durch die Anzahl der monatlichen Arbeitsstunden gemäss NAV.

Muster: Bruttolohn CHF 3'200.00, 5.5 Tageweche, tägliche Arbeitszeit 9.5 Std.

Formel:	$\text{Lohn pro Arbeitsstunde} = \frac{\text{AHV-Lohn pro Monat}}{\text{Arbeitsstunden pro Monat}}$
Muster:	$\text{Lohn pro Arbeitsstunde} = \frac{\text{CHF 3'200.00 pro Monat}}{227 \text{ Stunden pro Monat}} = \underline{\underline{14.10 \text{ CHF pro Std.}}}$

Berechnung der Arbeitsstunden pro Monat:

Wochen pro Jahr:	365 Tage : 7 Tage/Woche	=	52.14 Wochen/Jahr
Arbeitstage pro Jahr:	5.5 Arbeitstage/Woche x 52.14 Wochen/Jahr	=	286.79 Arbeitstage/Jahr
Arbeitstage pro Monat:	286.79 Arbeitstage/Jahr : 12 Monate/Jahr	=	23.90 Arbeitstage/Monat
Arbeitszeit pro Monat:	23.9 Tage/Monat x 9.5 Stunden/Tag	=	227.00 Stunden/Monat

Entschädigung für Überstunden

Der Arbeitgebende ist verpflichtet eine einwandfreie Aufzeichnung der Überstunden zu führen. Werden die Überstunden nicht durch die Gewährung von Freizeit in gleichem Umfang ausgeglichen, müssen diese mit einem Zuschlag von 25% auf dem Bruttolohn ausbezahlt werden.

Beispiel: Bruttolohn CHF 3'200.00, 5.5 Tageweche, tägliche Arbeitszeit 9.5 Std., Zuschlag 25% = CHF 17.60
 $(3'200 : 227 \times 1.25 = 17.60)$

Hinweis

Diese Richtlinien wurden als sozialpartnerschaftliche Vereinbarung zwischen dem Schweizer Bauernverband (SBV), dem Schweizerischen Bäuerinnen- und Landfrauenverband (SBLV) und der Schweizerischen Arbeitsgemeinschaft der Berufsverbände landwirtschaftlicher Angestellter (ABLA) vereinbart.

Bezugsquellen

Diese Richtlinien sowie der Lohnabrechnungsblick können bezogen werden bei:

Agrimpuls, Laurstrasse 10, 5201 Brugg
 Tel. 056 462 51 44, Fax 056 442 22 12
 E-Mail: info@agrimpuls.ch, www.agrimpuls.ch

ABLA, Sekretariat, Vordereglen, 6042 Dietwil
 Tel. 041 787 37 14 oder 079 510 09 28
 E-Mail: mara.simonetta@bluewin.ch, www.abla.ch

Brugg / Dietwil, im November 2014

Anhang 4 Umschlüsselung der Arbeitskraft

Tabelle A4. 1: Umschlüsselung der Arbeitskraft aus Angaben der Landwirtschaftlichen Begriffsverordnung (LBV) in vereinfachte tatsächlich auf dem Betrieb vorhandene Arbeitskraft (AK).

Tatsächliche AK	Kategorie LBV
0.62	Betriebsleiter, Frauen, 50-74 % der Arbeitszeit
0.87	Betriebsleiter, Frauen, über 74 % der Arbeitszeit
0.25	Betriebsleiter, Frauen, unter 50 % der Arbeitszeit
0.62	Betriebsleiter, Männer, 50-74 % der Arbeitszeit
0.87	Betriebsleiter, Männer, über 74 % der Arbeitszeit
0.25	Betriebsleiter, Männer, unter 50 % der Arbeitszeit
0.62	Familienangehörige des Betriebsleiters, Frauen, 50-74 % der Arbeitszeit
0.87	Familienangehörige des Betriebsleiters, Frauen, über 74 % der Arbeitszeit
0.25	Familienangehörige des Betriebsleiters, Frauen, unter 50 % der Arbeitszeit
0.62	Familienangehörige des Betriebsleiters, Männer, 50-74 % der Arbeitszeit
0.87	Familienangehörige des Betriebsleiters, Männer, über 74 % der Arbeitszeit
0.25	Familienangehörige des Betriebsleiters, Männer, unter 50 % der Arbeitszeit
0.25	Familienfremde Ausländer, Frauen, unter 50 % der Arbeitszeit
0.87	Familienfremde Ausländer, Männer, über 74 % der Arbeitszeit
0.25	Familienfremde Ausländer, Männer, unter 50 % der Arbeitszeit
0.62	Familienfremde Schweizer, Männer, 50-74 % der Arbeitszeit
0.87	Familienfremde Schweizer, Männer, über 74 % der Arbeitszeit
0.25	Familienfremde Schweizer, Männer, unter 50 % der Arbeitszeit
0.7	Lehrlinge

Anhang 5 Umschlüsselung Anzahl Tiere

Tabelle A5. 1: Umschlüsselung der Anzahl Tiere aus Angaben der Landwirtschaftlichen Betriebsverordnung (LBV) in vereinfachte Kategorien im Globalen Arbeitsvoranschlag (AV).

Kategorie AV	Bezeichnung LBV
Aufzuchtrinder	Rindergattung und Wasserbüffel, Tiere 120-365 Tage alt, weiblich
	Rindergattung und Wasserbüffel, Tiere 365-730 Tage alt, weiblich
	Rindergattung und Wasserbüffel, Tiere über 730 Tage alt, weiblich
Kälber	Rindergattung und Wasserbüffel, Tiere bis 120 Tage alt, männlich
	Rindergattung und Wasserbüffel, Tiere bis 120 Tage alt, weiblich
Mastrinder	Rindergattung und Wasserbüffel, Tiere 120-365 Tage alt, männlich
	Rindergattung und Wasserbüffel, Tiere 365-730 Tage alt, männlich
	Rindergattung und Wasserbüffel, Tiere über 730 Tage alt, männlich
Milchkühe	Rindergattung und Wasserbüffel, Milchkühe
Mutterkuh	Rindergattung und Wasserbüffel, Andere Kühe

Anhang 6 Umschlüsselung in die Kategorien des Globalen Arbeitsvoranschlags

Tabelle A6. 1: Umschlüsselung der verschiedenen Bezeichnungen in der Landwirtschaftlichen Begriffsverordnung (LBV) in die Einteilung der Kategorien des Globalen Arbeitsvoranschlags (AV).

Kategorie AV	Bezeichnung LBV
Hafer	Hafer
Kartoffeln	Kartoffeln Pflanzkartoffeln (Vertragsanbau)
Körnermais	Körnermais
Ökowiesen	Extensiv genutzte Wiesen (ohne Weiden)
Roggen	Dinkel
Silomais	Silo- und Grünmais
Sommergerste	Sommergerste
Sommerraps	Sonnenblumen zur Speiseölgewinnung
Sommerweizen	Sommerweizen (ohne Futterweizen der Sortenliste swiss granum)
Streuobst	Hochstammfeldobstbäume
Tafelobst	Obstanlagen (Äpfel) Obstanlagen (Birnen) Obstanlagen (Steinobst)
Triticale	Triticale
Wald	Wald
Weideland	Extensiv genutzte Weiden Weiden (Heimweiden, übrige Weiden ohne Sömmerungsweiden)
Wiesen 2 Konservierungsschnitte	Wenig intensiv genutzte Wiesen (ohne Weiden)
Wiesen 3 Konservierungsschnitte	Berg: Kunstwiesen (ohne Weiden) Übrige Dauerwiesen (ohne Weiden)
Wiesen 4 Konservierungsschnitte	Tal: Kunstwiesen (ohne Weiden)
Wintergerste	Wintergerste
Winterraps	Winterraps zur Speiseölgewinnung
Winterweizen	Winterweizen (ohne Futterweizen der Sortenliste swiss granum)
Zuckerrüben	Futterrüben Zuckerrüben

Anhang 7 Arbeitszeitbedarf

Tabelle A7. 1: Manuell hinzugefügter Arbeitszeitbedarf (AK-Bedarf) in Arbeitskraftstunden (AKh) nach Bezeichnungen in der landwirtschaftlichen Begriffsverordnung (LBV) basierend auf verschiedene Berechnungsgrundlagen und Quellen.

Kategorie LBV	AK-Bedarf pro ha in AKh	Berechnungsgrundlagen/Quelle
Ackerschonstreifen Getreide	--	
Buntbrache	40	Mittelwert aus Angaben: P. Wirth, D. Nyfeler und J. Rohrer, BBZ Arenenberg, Stand Januar 2015: Merkblatt „Buntbrachen“
Christbäume	1090	Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen, D http://www.landwirtschaftskammer.de/landwirtschaft/landservice/buch/4-5-1-0.pdf
Einheimische standortgerechte Einzelbäume und Alleen	--	Nicht relevant
Flächen ohne landwirtschaftliche Hauptzweckbestimmung	--	Parameter für Landwirtschaft nicht relevant
Hausgärten	--	Parameter für Landwirtschaft nicht relevant
Hecken-, Feld- und Ufergehölze (mit Krautsaum)	155	Berechnung mit Oecocalc (agridea): Parameter: Berg/Tal, <18-35 % Hangstufe, Wegstrecke Betrieb/Entsorgung 20 km, Krautsaum 30 Akh
Hecken-, Feld- und Ufergehölze (mit Pufferstreifens)	125	Berechnung mit Oecocalc (agridea): Parameter: Berg/Tal, <18-35 % Hangstufe, Wegstrecke Betrieb/Entsorgung 20 km
Heuwiesen im Sömmerungsgebiet, Typ extensiv genutzte Wiese	21	Wirz Handbuch 2015: extensive Wiesen, 26-35 % Hangneigung, mittlere Mechanisierung
Heuwiesen im Sömmerungsgebiet, Typ wenig intensiv genutzte Wiese	28	Wirz Handbuch 2015: Wiesen 2 Schnitte, 26-35 % Hangneigung, mittlere Mechanisierung
Mehrfährige Beeren	4920	Wirz Handbuch 2015: Himbeeren
Reben	790	Wirz-Handbuch 2015: Parameter: tief mechanisiert
regionsspezifische Biodiversitätsförderfläche (Grünfläche)	19	Wirz Handbuch 2015: Parameter: extensive Wiesen, <18 % Hangneigung, mittlere Mechanisierung
Ruderalflächen, Steinhäufen und -wälle	--	keine LN, nicht in Berechnung mit einbezogen
Sömmerungsweiden	15	Wirz-Handbuch 2015: Weiden im Berggebiet
Streueflächen innerhalb der LN	21.8	Berechnung mit Oecocalc (agridea): Tal <18 % Hangneigung, 1 Mal Mähen, Silieren, 10 km Wegstrecke
Streueflächen innerhalb der LN	23.8	Berechnung mit Oecocalc (agridea) : Berg 18-35 % Hangneigung, 1 Mal Mähen, Silieren, 10 km Wegstrecke
Tabak	1329	Wirz-Handbuch 2015: mechanisiert
übrige Flächen ausserhalb der LN	--	
übrige Flächen innerhalb der LN, nicht beitragsberechtigt	--	

Kategorie LBV	AK-Bedarf pro ha in AKh	Berechnungsgrundlagen/Quelle
Übrige unproduktive Flächen	--	
Unbefestigte, natürliche Wege	--	
Wassergräben, Tümpel, Teiche	--	nicht relevant lt. Agridea-Merkblatt, keine LN
Streuobst	19.9	Globaler Arbeitsvoranschlag: Anzahl Bäume manuell addieren
Wald	13.9	Globaler Arbeitsvoranschlag, Anzahl Hektare manuell addieren
Legehennen	0.6	Globaler Arbeitsvoranschlag, Anzahl Tiere manuell addieren

Anhang 8 Umschlüsselung für die Berechnung der Standardarbeitskraft

Tabelle A8. 1: Umschlüsselung der Bezeichnung in der Landwirtschaftlichen Begriffsverordnung (LBV) für die Berechnung der Standardarbeitskraft (SAK) mit der Option der Hangzulage-berechtigung der Bergbetriebe.

Bezeichnung LBV	Kategorie SAK	Hangzulageberechtigt
Hafer	LN	X
Kartoffeln Pflanzkartoffeln (Vertragsanbau)	Spezialkultur	X
Körnermais	LN	X
Extensiv genutzte Wiesen (ohne Weiden)	LN	X
Dinkel	LN	X
Silo- und Grünmais	LN	X
Sommergerste	LN	X
Sonnenblumen zur Speiseölgewinnung	LN	X
Sommerweizen (ohne Futterweizen der Sortenliste swiss granum)	LN	X
Hochstammfeldobstbäume	Obstbäume	--
Obstanlagen (Äpfel) Obstanlagen (Birnen) Obstanlagen (Steinobst)	Spezialkultur	X
Triticale	LN	X
Wald	Wald	--
Extensiv genutzte Weiden Weiden (Heimweiden, übrige Weiden ohne Sömmerungsweiden)	LN	--
Wenig intensiv genutzte Wiesen (ohne Weiden)	LN	X
Berg: Kunstwiesen (ohne Weiden) Übrige Dauerwiesen (ohne Weiden)	LN	X
Tal: Kunstwiesen (ohne Weiden)	LN	X
Wintergerste	LN	X
Winterraps zur Speiseölgewinnung	LN	X
Winterweizen (ohne Futterweizen der Sortenliste swiss granum)	LN	X
Futterrüben Zuckerrüben	LN	X
Ackerschonstreifen Getreide	LN	X
Buntbrache	LN	X
Christbäume	Spezialkultur	--

Bezeichnung LBV	Kategorie SAK	Hangzulageberechtigt
Einheimische standortgerechte Einzelbäume und Alleen	--	--
Flächen ohne landwirtschaftliche Hauptzweckbestimmung	--	--
Hausgärten	--	--
Hecken-, Feld- und Ufergehölze (mit Krautsaum)	LN	--
Hecken-, Feld- und Ufergehölze (mit Pufferstreifen)	LN	--
Heuwiesen im Sömmerungsgebiet, Typ extensiv genutzte Wiese	LN	X
Heuwiesen im Sömmerungsgebiet, Typ wenig intensiv genutzte Wiese	LN	X
Mehrfährige Beeren	Spezialkulturen	X
Reben	Rebenanbau	--
regionspezifische Biodiversitätsförderfläche (Grünfläche)	--	X
Ruderalflächen, Steinhäufen und -wälle	--	--
Sömmerungsweiden	--	--
Streueflächen innerhalb der LN	LN	X
Tabak	Spezialkultur	X
übrige Flächen ausserhalb der LN	--	--
übrige Flächen innerhalb der LN, nicht beitragsberechtigt	--	--
Übrige Unproduktive Flächen (z.B. gemulchte Flächen, stark verunkrautete Flächen, Hecke ohne Pufferstreifen)	--	--
Unbefestigte, natürliche Wege	--	--
Wassergräben, Tümpel, Teiche	--	--

Anhang 9 Gesamtübersicht TGI

Der TGI (35-TGI-L) wurde ursprünglich als offizielles Beurteilungssystem und als Ergänzung zum Tierschutzgesetz auf österreichischen Bio-Betrieben entwickelt und in diesem Rahmen intensiv bei Rindern, Mastschweinen und Legehennen verwendet (Ofner 2003). Primäres Ziel des TGI ist also die Anwendung als Kontrollinstrument auf Landwirtschaftsbetrieben, weshalb der Fokus auf einfach zu erhebenden, ressourcen-basierten Parametern liegt. Allerdings werden auch einige management- und tier-basierten Variablen miteinbezogen. So orientiert sich der Aufbau des TGI an den Fünf Freiheiten (Tabelle A9. 1), wobei Bereiche, welche für die Wirtschaftlichkeit einer Tierproduktion unentbehrlich sind und prinzipiell für das Tierwohl vorausgesetzt werden deshalb nicht erhoben werden (z.B. Gesundheitszustand, Hunger und Durst). Fünf Aspekte dienen der Bildung von Funktionsgruppen und beinhalten bis zu acht zu erhebende Parameter pro Aspekt (Tabelle A9. 1).

Tabelle A9. 1: Aspekte und Beschreibung der Parameter des Tiergerechtheitsindex (TGI).

Aspekt	Parameter	Art
Bewegung ^{2), 3), 4)}	6–7 ressourcenbasierte Parameter	qualitativ & quantitativ
Sozialkontakt ^{4), 5)}	5–8 ressourcen- / managementbasierte Parameter	qualitativ & quantitativ
Bodenbeschaffenheit ^{2), 3)}	6–8 ressourcenbasierte Parameter	qualitativ & quantitativ
Licht, Luft und Lärm ²⁾	6–7 ressourcen- / managementbasierte Parameter	qualitativ & quantitativ
Betreuung ^{2), 3), 5)}	6–7 management- / tierbasierte Parameter	qualitativ

¹⁾ Freiheit von Hunger und Durst

²⁾ Freiheit von haltungsbedingten Beschwerden

³⁾ Freiheit von Schmerz, Verletzungen und Krankheit

⁴⁾ Freiheit zum Ausleben natürlicher Verhaltensmuster

⁵⁾ Freiheit von Angst und Stress

Beurteilt werden die Gegebenheiten der 25 % am meisten betroffenen Tiere (Bartussek 1995a, 1995b, 1996). Die höchste Aggregationsstufe ist beim 35-TGI-L der Betriebszweig, wobei die Punktesummen mehrerer Tierarten grundsätzlich weiter addiert werden können. Die Aspekte haben in Bezug auf die Verrechnung der einzelnen Parameter jedoch keine Bedeutung, da pro Parameter Punkte vergeben und diese ungeachtet der Aspekte zu einer Gesamtsumme verrechnet werden. Die Möglichkeit zur Kompensation von Missständen durch übertroffene Tierwohleistungen in anderen Bereichen ist dabei jedoch Absicht, da der Autor des TGI von der Fähigkeit eines Tieres zu einem Ausgleich negativer Effekte durch positive Wirkungen ausgeht (Bartussek 1988, 1995a, 1999). Gleichzeitig unterscheidet sich die maximal erreichbare Punktzahl pro Parameter, wodurch automatisch für tierwohlfördernde Parameter gewichtet wird. Aufgrund der Gesamtpunktzahl wird eine Tierhaltung als „nicht tiergerecht“, „kaum tiergerecht“, „wenig tiergerecht“, „ziemlich tiergerecht“, „tiergerecht“ oder „sehr tiergerecht“ beurteilt. Die Herleitung der Parameter, die Gründe für deren Wahl und deren Gewichtung basiert zwar grundsätzlich auf wissenschaftlichen Erkenntnissen, ist jedoch auch das Resultat von teilweise politisch motivierten Verhandlungen oder rein pragmatischen Entscheiden (Bartussek 1999).

Die Wiederholbarkeit des TGI wurde zwischen Beobachtern bestätigt (Bartussek 1999; Amon *et al.* 2001; Ofner 2003). Da der Fokus beim TGI auf ressourcen-basierten Parametern liegt, ist eine hohe Wiederholbarkeit aufgrund deren unveränderbaren Charakters zu erwarten. Ressourcen-basierte Parameter können überdies auch unabhängig von Klima oder Jahreszeit erfasst werden. Eine hohe Wiederholbarkeit innerhalb eines Beobachters kann deshalb angenommen werden, wobei hierzu keine Untersuchungen vorliegen.

Tabelle A9. 2: Aspekte und dazugehörige Parameter des TGI für Rinder, Schweine und Zuchtsauen sowie Legehennen (h = Stunden, d = Tage).

	Bewegung	Sozialkontakt	Bodenbeschaffenheit	Licht, Luft und Lärm	Betreuung
Rinder	Platzverhältnisse Laufstall Enthornete Milchkühe Behornete Milchkühe Mutterkühe Jungvieh/Mastrinder Liegekomfort Anbindehaltung Standmasse Standbegrenzung Auslauf Tage/Jahr Alpung/Weide Tage/Jahr	Platzverhältnisse Laufstall Enthornete Milchkühe Behornete Milchkühe Mutterkühe Jungvieh/Mastrinder Herdenstruktur/-management Kälbermanagement Aussenbereiche Auslauftage/Jahr Weidetage/Jahr	Liegebereich Weichheit Sauberkeit Rutschfestigkeit Aktivitätsbereich, Passagen Aussenbereich Alp/Weide	Tageslicht im Stall Luftqualität und -fluss Zugluft im Ruhebereich Lärm Aussenbereich Tage/Jahr Durchschnitt h/d	Sauberkeit Buchten und Fress-/Trinkbereich Technischer Zustand Stalleinrichtungen Hautzustand Sauberkeit der Tiere Hufzustand Technopathien Tiergesundheit
Schweine/ Zuchtsauen	Platzverhältnisse Stall bis 30 kg/180 kg bis 60 kg/220 kg bis 110 kg/260 kg bis 140 kg/>260 kg Beschäftigungsmöglichkeit Scheuermöglichkeit Separater Auslauf ins Freie Auslaufgrösse % der Tage/Umtrieb Weide % der Vegetationszeit	Platzverhältnisse Stall bis 30 kg/180 kg bis 60 kg/220 kg bis 110 kg/260 kg bis 140 kg/>260 kg Verfügbarkeit von Einrichtungen Anlieferung Jungtiere Anzahl dichter Seiten um Liegefläche Herdenstruktur/-grösse gemischtgeschlechtlich nur ein Geschlecht Separater Auslauf ins Freie % der Tage/Umtrieb Durchgangsbreite Auslauf	Anzahl Bodenarten Liegefläche Verformbarkeit und Wärmedämmung Sauberkeit Trittsicherheit Aktivitäts- und/oder Kotbereich Separater Auslauf Suhle im Freien	Tageslicht im Stall Luftqualität und -fluss Zugluft im Ruhebereich Duschen im Stall Lärm Auslauf und Weide h/d Schattenspender oder Suhle	Sauberkeit Buchten und Fress-/Trinkbereich Technischer Zustand Stalleinrichtungen Verluste % Hautzustand Klauen-/Gelenkezustand Stallbuchführung Tiergesundheit

	Bewegung	Sozialkontakt	Bodenbeschaffenheit	Licht, Luft und Lärm	Betreuung
Legehennen	Begehbare Fläche im Stall Fläche/Tier Max. Tiere/Fläche Scharraumanteil Erhöhte Sitzstangen Auslauf ins Freie Fläche/Tier Vorplatz d/Jahr Weidefläche Entfernung Stall – Grünfläche	Tiere pro Gruppe Begehbare Fläche im Stall Verfügbarkeit Nester, Wasser, Futter Erhöhte Sitzstangen Hähne in der Herde Auslauf/Weide Durchgangsbreite Entfernung zum Stallausgang Ausstattung	Sitzstangenlänge m ² /Tier max. Tiere/m ² Sitzstangenbeschaffenheit Abdeckung der Kotebene Scharraum Einstreudicke/-art Zustand Einstreu Boden im Legebereich Vorplatz Weise, Grasnarbenzustand	Licht im Stall Luftqualität und -fluss Zugluft im Ruhebereich Lärm Auslauf und Weide d/Jahr h/d Schattenspender	Sauberkeit Nester und Fress-/Trinkbereich Technischer Zustand Stalleinrichtungen Kadaver im Stall Zustand Federkleid Hautzustand Stallbuchführung Tiergesundheit

Anhang 10 Welfare Quality® Protocol

Im Rahmen eines grossen EU-Projektes wurden Variablen zur Tierwohlbeurteilung von Schweinen (Welfare Quality® 2009b), Rindern (Welfare Quality® 2009f) und Geflügel (Welfare Quality® 2009c) im Hinblick auf die Kriterien Validität, Wiederholbarkeit und Machbarkeit überprüft. Die Parameter sollten dabei so aggregiert werden, dass sie die Empfindung und Wahrnehmung der Haltungsumgebung eines Tieres reflektieren, ohne voneinander abhängig zu sein (Botreau *et al.* 2007c). Involviert waren verschiedenste wissenschaftliche Expertengremien aus diversen europäischen Ländern, welche aufgrund von Literaturrecherchen oder praktischen Versuchen jeden einzelnen in Frage kommenden, tier-basierten Parameter auf seine Eignung zur Aufnahme in das Welfare Quality® Protocol überprüften und diesbezüglich eine Empfehlung abgaben. Ressourcen- oder management-basierte Variablen wurden ebenfalls von Experten bezüglich ihrer Eignung bewertet, jedoch nur in das Protokoll aufgenommen,

- falls keine tier-basierten Parameter alle Kriterien erfüllten
- um den Landwirten ein direktes Feedback und Verbesserungsvorschläge geben zu können
- falls solch eine Variable einfacher zu erheben ist und mit gleicher Validität und einen oder mehrere tier-basierte Parameter ersetzen kann
- falls eine solche Variable gleichzeitig epidemiologische Studien ermöglicht oder
- als Risikofaktor für das Tierwohl angesehen wird, jedoch in keinem tier-basierten Parameter abgebildet werden kann (Welfare Quality® 2009f, 2009c, 2009b).

Das Welfare Quality® Protocol basiert grundsätzlich auf den Fünf Freiheiten. Aufgrund einiger Ungenauigkeiten und diversen Überschneidungen wurden allerdings vier Prinzipien mit total 12 Aspekten (=Kriterien) formuliert (Tabelle A10. 1). Während die Prinzipien und Aspekte für alle Tierarten gleich sind, gibt es bezüglich der ins Protokoll integrierten Variablen Unterschiede aufgrund abweichender Expertenmeinungen oder tierartspezifischer Besonderheiten im Hinblick auf Validität, Wiederholbarkeit oder Machbarkeit (Tabelle A10. 2-Tabelle A10. 4). Höchste Aggregationsstufe ist eine Beurteilung des Tierwohls auf Betriebszweigebene, wobei das Tierwohl eines Betriebszweigs als „nicht klassiert“, „akzeptabel“, „erhöht“ oder „exzellent“ beurteilt wird. Einer Überkompensation soll bei der Verrechnung durch die Wahl spezifischer Operatoren anstelle von nur gewichteten Summen vorgebeugt werden. Ausserdem soll die dreistufige Verrechnung (Parameter → Aspekte → Prinzipien → Gesamtwert) besonderen Merkmalen und Interaktionen, welche auf der jeweiligen Stufe vorkommen und mit der Tierwohlbewertung verknüpft sind, Rechnung tragen (Botreau *et al.* 2007a). Allerdings ist die Verrechnung auf allen Stufen nur wenig transparent (Andreasen *et al.* 2013; Andreasen *et al.* 2014). Das Welfare Quality® ist möglichst wissenschaftlich begründet und zeigt die Chancen und Schwächen der in der heutigen Praxis zur Verfügung stehenden Variablen auf.

Um in der Praxis Anwendung zu finden, muss eine Tierwohlbewertung wiederholt erfassbar sein – und zwar sowohl innerhalb eines Beobachters (intra-observer Reliabilität) als auch zwischen verschiedenen Beobachtern (inter-observer Reliabilität) (Battini *et al.* 2014). Beim Welfare Quality® diene die Wiederholbarkeit als Kriterium für die Aufnahme eines Parameters in das Protokoll, weshalb auch von einem wiederholbaren Gesamtprotokoll ausgegangen wird (Welfare Quality® 2009f, 2009c, 2009b). Die inter-observer Reliabilität einzelner Parameter scheint unter Praxisbedingungen jedoch trotzdem ungenügend oder zumindest stark abhängig von der Ausbildung und Erfahrung der Beobachter zu sein (Heath *et al.* 2014b). Kirchner *et al.* (2014) fanden eine genügende inter-observer Reliabilität ($\rho > 0.7$) bei Einzelparametern sowie der Gesamtbewertung, heben aber die langfristige Unbeständigkeit der Resultate hervor und empfehlen daher die mehrmalige Erfassung, um z.B. saisonale Effekte auszuschliessen.

Tabelle A10. 1: Prinzipien, Aspekte und Beschreibung der Parameter des Welfare Quality® Protocols.

Prinzip	Aspekt	Parameter	Art
Gute Fütterung	Ausbleiben von anhaltendem Hunger ¹⁾	Primär tier-, aber teilweise auch ressourcen- und management-basierte Parameter (= 30–50 pro Tierart) zur Beschreibung der jeweiligen Kriterien	qualitativ & quantitativ
	Ausbleiben von anhaltendem Durst ¹⁾		
Gute Haltung	Komfort beim Ruhen ^{2), 3), 4)}		
	Thermaler Komfort ^{2), 5)}		
	Bewegungsfreiheit ^{2), 3), 4)}		
Gute Gesundheit	Ausbleiben von Verletzungen ^{2), 3)}		
	Ausbleiben von Krankheiten ^{2), 3)}		
	Ausbleiben von Schmerzen ^{2), 3), 5)}		
Normales Verhalten	Ausdruck von Sozialverhalten ^{4), 5)}		
	Ausdruck von anderem Verhalten ^{4), 5)}		
	Gute Mensch-Tier-Beziehung ^{2), 5)}		
	Positiver emotionaler Zustand ^{2), 5)}		

¹⁾ Freiheit von Hunger und Durst

²⁾ Freiheit von haltungsbedingten Beschwerden

³⁾ Freiheit von Schmerz, Verletzungen und Krankheit

⁴⁾ Freiheit zum Ausleben natürlicher Verhaltensmuster

Tabelle A10. 2: Bereiche, Aspekte und dazugehörige Parameter des Welfare Quality® Protokolls für Sauen, Ferkel und Mastschweine.

Bereich	Aspekt	Sauen	Ferkel	Mastschweine
Gute Fütterung	Ausbleiben von Hunger	Body Condition Score	Absetzalter	Body Condition Score
	Ausbleiben von Durst	Wasserversorgung	Wasserversorgung	Wasserversorgung
Gute Haltung	Komfort beim Ruhen	Schleimbeutelentzündung Shoulder Sores Fehlen von Mist auf dem Körper	Fehlen von Mist auf dem Körper	Schleimbeutelentzündung Fehlen von Mist auf dem Körper
	Thermaler Komfort	Keuchen Kauern	Keuchen Kauern	Schlottern Keuchen Kauern
	Bewegungsfreiheit	Platzverhältnisse	-	Platzverhältnisse
Gute Gesundheit	Ausbleiben von Verletzungen	Lahmheit Wunden Vulvaverletzungen	Lahmheit	Lahmheit Wunden Schwanzbeissen
	Ausbleiben von Krankheiten	Mortalität Husten Niessen Pumpen Mastdarmvorfall Abschürfungen Verstopfung Gebärmutterentzündung Mastitis Gebärmuttervorfall Hautzustand Brüche Lokale Infektionen	Mortalität Husten Niessen Pumpen Mastdarmvorfall Abschürfungen Neurologische Veränderungen Gespreizte Beine	Mortalität Husten Niessen Pumpen Verdrehte Schnauzen Mastdarmvorfall Abschürfungen Hautzustand Brüche

Bereich	Aspekt	Sauen	Ferkel	Mastschweine
	Ausbleiben von managementbedingtem Schmerz	Nasenringe Schwanzcoupieren	Kastration Schwanzcoupieren Zahncoupieren	Kastration Schwanzcoupieren
Angemessenes Verhalten	Sozialverhalten	Sozialverhalten	-	Sozialverhalten
	Andere Verhalten	Stereotypen Erkundungsverhalten	-	Erkundungsverhalten
	Gute Mensch-Tier Beziehung	Angst vor Menschen	-	Angst vor Menschen
	Positiver emotionaler Zustand	Qualitative Behaviour Assessment	Qualitative Behaviour Assessment	Qualitative Behaviour Assessment

⁵⁾ Freiheit von Angst und Stress

Tabelle A10. 3: Bereiche, Aspekte und dazugehörige Parameter des Welfare Quality® Protokolls Mastpoulets und Legehennen.

Bereich	Aspekt	Mastpoulets	Legehennen
Gute Fütterung	Ausbleiben von Hunger	Body Condition Score	Fressplätze
	Ausbleiben von Durst	Trinkplätze	Trinkplätze
Gute Haltung	Komfort beim Ruhen	Sauberkeit der Federn Einstreuqualität Staub	Form und Länge der Sitzstangen Vorkommen von Milben Staub
	Thermaler Komfort	Keuchen Kauern	Keuchen Kauern
	Bewegungsfreiheit	Besatzdichte	Besatzdichte Perforierte Böden
Gute Gesundheit	Ausbleiben von Verletzungen	Lahmheit	Brustbeindeformation Hautläsionen Fussballenentzündung Zehenveränderungen
	Ausbleiben von Krankheiten	Mortalität Keulung	Mortalität Keulung Vergrosserter Kropf Augenverletzungen Atemwegsinfektionen Dünndarmentzündung Parasiten Kammabnormalitäten
	Ausbleiben von managementbedingtem Schmerz		Schnabelcoupieren/-touchieren
Angemessenes Verhalten	Sozialverhalten	keine Variablen	Aggressives Verhalten Beschädigtes Gefieder Kampfpickwunden

Bereich	Aspekt	Mastpoulets	Legehennen
	Andere Verhalten	Auslaufbenutzung Auslauf	Nestbenutzung Einstreubenutzung Anreicherung Auslauf Auslaufbenutzung Gedeckter Aussenklimabereich
	Gute Mensch-Tier Beziehung	Vermeidestanz	Vermeidestanz
	Positiver emotionaler Zustand	Qualitative Behaviour Assessment	Qualitative Behaviour Assessment Novel Object Test

Tabelle A10. 4: Bereiche, Aspekte und dazugehörige Parameter des Welfare Quality® Protokolls Mastrinder und Milchkühe.

Bereich	Aspekt	Mastrinder	Milchkühe
Gute Fütterung	Ausbleiben von Hunger	Body Condition Score	Body Condition Score
	Ausbleiben von Durst	Wasserversorgung Sauberkeit Tränken Anzahl Tiere, die die Tränken benutzen	Wasserversorgung Sauberkeit Tränken Wasserfluss in Tränken Funktionieren der Tränken
Gute Haltung	Komfort beim Ruhen	Dauer Hinlegevorgang Sauberkeit der Tiere	Dauer Hinlegevorgang Zusammenstossen mit Stalleinrichtung beim Hinlegen Ausserhalb der Liegefläche liegende Tiere Sauberkeit Euter Sauberkeit Flanken Sauberkeit Beine
	Thermaler Komfort	keine Variablen	keine Variablen
	Bewegungsfreiheit	An Gewicht angepasste Haltung Auslauf- oder Weidezugang Rückwärtsweichen	Anbindehaltung Auslauf- oder Weidezugang
Gute Gesundheit	Ausbleiben von Verletzungen	Lahmheit Hautveränderungen	Lahmheit Hautveränderungen
	Ausbleiben von Krankheiten	Husten Nasenausfluss Augenausfluss Behinderte Atmung Durchfall Blähbauch Mortalität	Husten Nasenausfluss Augenausfluss Behinderte Atmung Durchfall Vulvaverletzungen Somatische Zellzahl Mortalität Geburtsstörungen Festliegen
	Ausbleiben von managementbedingtem Schmerz	Enthornen Schwanzcoupieren Kastration	Enthornen Schwanzcoupieren

Bereich	Aspekt	Mastrinder	Milchkühe
Angemessenes Verhalten	Sozialverhalten	Agonistisches Verhalten Kohäsives Verhaltens	Agonistisches Verhalten
	Andere Verhalten	Weidezugang	Weidezugang
	Gute Mensch-Tier Beziehung	Vermeidedistanz	Vermeidedistanz
	Positiver emotionaler Zustand	Qualitative Behaviour Assessment	Qualitative Behaviour Assessment

Anhang 11 Qualitative Behaviour Assessment (QBA)

QBA basiert auf einem sogenannten „Free Choice Profiling“ Ansatz (FCP), bei dem keine Parameter vorgegeben sind. Dafür sind mehrere Beobachter pro Tier oder pro Betrieb nötig, deren Bewertungsergebnisse miteinander verglichen werden.

In einem ersten Schritt beschreiben mehrere Beobachter die Qualität des Verhaltens eines Einzeltieres oder auf Herdenebene in ihren eigenen Worten (z. B. ruhig, nervös, verspielt). In einem zweiten Schritt benutzen die Beobachter ihre zuvor aufgestellte Liste von Termen, um deren Auftreten oder Intensität einzuschätzen. Dazu beurteilen die Beobachter anhand einer visuellen Analogskala das Auftreten jedes Terms von „Minimum“ (kommt nicht vor) bis „Maximum“ (dominiert ein soziales Ereignis). Das Resultat kann pro Term als quantitativer Wert (in cm) von der Skala abgelesen werden. Mit einer relativ komplexen statistischen Methode (GPA, generalisierte Procrustes Analyse) werden beobachterübergreifend alle verwendeten Terme auf Achsen zusammengefasst, welche die Variation zwischen den Tieren erklären; z. B. Achse 1: ruhig bis nervös, Achse 2: apathisch bis interaktiv. Auf diesem Graphen können dann die ermittelten Werte wiederum lokalisiert und damit interpretiert werden. Die Errechnung eines Gesamtwertes pro Betrieb oder Tier und damit eine Tierwohlbewertung steht dabei jedoch nicht im Mittelpunkt.

In der Praxis können nicht mehrere Beobachter pro Betrieb eine Beurteilung vornehmen. Dies wäre jedoch nötig, um den elementaren Bestandteil des FCP und dessen Verarbeitung mittels GPA vollziehen zu können. Das Welfare Quality® Projekt bedient sich für die Bewertung des Aspekts „Positiver emotionaler Zustand“ dieser Methode (siehe Anhang 10). Für die praktische Anwendung findet hierfür eine veränderte Form von QBA Anwendung, die eine vorgefertigte Liste von Termen voraussetzt, welche beobachterunabhängig erfasst werden können (Tabelle A11. 1). Solche Listen liegen im Rahmen des WQ spezifisch für Schweine (Welfare Quality® 2009d), Geflügel (Welfare Quality® 2009a), Milchkühe oder Mastrinder (Welfare Quality® 2009e) vor. Zur Errechnung eines Gesamtwertes für QBA innerhalb des WQ wird mit gewichteten Summen gearbeitet, welche dann wiederum durch die Verrechnung mit einer vordefinierten Spline-Funktion einen Score ergeben.

Die inter- und intra-observer Reliabilität von QBA wurde sowohl im Rahmen des Welfare Quality® als Tool mit festgesetzten Termen (Welfare Quality® 2009f, 2009c, 2009b) als auch in diversen Studien mit FCP Ansatz bestätigt (Wemelsfelder *et al.* 2000; Wemelsfelder *et al.* 2001; Wemelsfelder und Lawrence 2001; Rousing und Wemelsfelder 2006; Minero *et al.* 2009; Andreasen *et al.* 2013; Phythian *et al.* 2013). Allerdings sind insbesondere die Entwicklung der Methode und deren Anwendung in der ursprünglichen Form (FCP, GPA) relativ komplex und deshalb nicht sehr transparent.

Tabelle A11. 1: Vorgegebene Terme, welche im Welfare Quality® Projekt für die Bewertung des Aspekts „Positiver emotionaler Zustand“ bei Mastrindern, Schweinen oder Geflügel verwendet werden können.

Milchkühe	Mastrinder	Schweine	Geflügel (Mastpoulets und Legehennen)
aktiv (<i>active</i>)	aktiv (<i>active</i>)		aktiv (<i>active</i>)
entspannt (<i>relaxed</i>)	entspannt (<i>relaxed</i>)	aktiv (<i>active</i>)	entspannt (<i>relaxed</i>)
angstvoll (<i>fearful</i>)	unbehaglich (<i>uncomfortable</i>)	entspannt (<i>relaxed</i>)	hilflos (<i>helpless</i>)
aufgeregt (<i>agitated</i>)	ruhig (<i>calm</i>)	angstvoll (<i>fearful</i>)	behaglich (<i>comfortable</i>)
ruhig (<i>calm</i>)	zufrieden (<i>content</i>)	aufgeregt (<i>agitated</i>)	angstvoll (<i>fearful</i>)
zufrieden (<i>content</i>)	angespannt (<i>tense</i>)	ruhig (<i>calm</i>)	aufgeregt (<i>agitated</i>)
gleichgültig (<i>indifferent</i>)	genießend (<i>enjoying</i>)	zufrieden (<i>content</i>)	vertraut (<i>confident</i>)
frustriert (<i>frustrated</i>)	gleichgültig (<i>indifferent</i>)	angespannt (<i>tense</i>)	niedergeschlagen (<i>depressed</i>)
freundlich (<i>friendly</i>)	frustriert (<i>frustrated</i>)	genießend (<i>enjoying</i>)	ruhig (<i>calm</i>)
gelangweilt (<i>bored</i>)	freundlich (<i>friendly</i>)	frustriert (<i>frustrated</i>)	zufrieden (<i>content</i>)
verspielt (<i>playful</i>)	gelangweilt (<i>bored</i>)	kontaktfreudig (<i>sociable</i>)	angespannt (<i>tense</i>)
beschäftigt (<i>positively occupied</i>)	beschäftigt (<i>positively occupied</i>)	gelangweilt (<i>bored</i>)	neugierig (<i>inquisitive</i>)
lebendig (<i>lively</i>)	neugierig (<i>inquisitive</i>)	verspielt (<i>playful</i>)	unsicher (<i>unsure</i>)
neugierig (<i>inquisitive</i>)		beschäftigt (<i>positively occupied</i>)	energisch (<i>energetic</i>)

Milchkühe	Mastrinder	Schweine	Geflügel (Mastpoulets und Legehennen)
reizbar (<i>irritable</i>) ruhelos (<i>uneasy</i>) kontaktfreudig (<i>sociable</i>) apathisch (<i>apathetic</i>) glücklich (<i>happy</i>) bekümmert (<i>distressed</i>)	reizbar (<i>irritable</i>) nervös (<i>nervous</i>) übermütig (<i>boisterous</i>) ruhelos (<i>uneasy</i>) kontaktfreudig (<i>sociable</i>) glücklich (<i>happy</i>) bekümmert (<i>distressed</i>)	teilnahmslos (<i>listless</i>) lebendig (<i>lively</i>) gleichgültig (<i>indifferent</i>) reizbar (<i>irritable</i>) ziellos (<i>aimless</i>) glücklich (<i>happy</i>) bekümmert (<i>distressed</i>)	frustriert (<i>frustrated</i>) gelangweilt (<i>bored</i>) freundlich (<i>friendly</i>) beschäftigt (<i>positively occupied</i>) verängstigt (<i>scared</i>) schläfrig (<i>drowsy</i>) verspielt (<i>playful</i>) nervös (<i>nervous</i>) bekümmert (<i>distressed</i>)

Anhang 12 Mapping der Kulturen

Tabelle A12. 1: Mapping der Kulturen auf Nutzungstypen mit Präferenzwerten.

CodeBfs1	Kultur	KulturPhaenologie	Zuordnung
X0501	Sommergerste	WintergetrErszSommerG	Ersatz zugewiesen
X0502	Wintergerste	Wintergetreide	Zugewiesen
X0504	Hafer	WintergetrErszSommerHa	Ersatz zugewiesen
X0505	Triticale	Wintergetreide	Ersatz zugewiesen
X0506	Mischel Futtergetreide	Wintergetreide	Ersatz zugewiesen
X0507	Futterweizen	Wintergetreide	Ersatz zugewiesen
X0508	Körnermais	Mais	Zugewiesen
X0511	Emmer/ Einkorn	Wintergetreide	Ersatz zugewiesen
X0512	Sommerweizen (ohne Futterweizen swiss granum)	WintergetrErszSommerG	Ersatz zugewiesen
X0513	Winterweizen (ohne Futterweizen swiss granum)	Wintergetreide	Zugewiesen
X0514	Roggen	Wintergetreide	Ersatz zugewiesen
X0515	Mischel Brotgetreide	Wintergetreide	Ersatz zugewiesen
X0516	Dinkel	Wintergetreide	Ersatz zugewiesen
X0519	Saatmais	Mais	Zugewiesen
X0521	Silo- & Grünmais	Mais	Zugewiesen
X0522	Zuckerrüben	RübenErszZuckerR	Ersatz zugewiesen
X0523	Futterrüben	Rüben	Zugewiesen
X0524	Kartoffeln	RübenErszKartoffeln	Ersatz zugewiesen
X0525	Pflanzkartoffeln	RübenErszKartoffeln	Ersatz zugewiesen
X0526	Sommerraps Speiseölgewinnung	Raps	Zugewiesen
X0527	Winterraps Speiseölgewinnung	Raps	Zugewiesen
X0528	Soja	Not Available	Keine Zuordnung
X0531	Sonnenblumen Speiseölgewinnung	RapsErszSonnenBL	Ersatz zugewiesen
X0534	Lein	Not Available	Keine Zuordnung
X0535	Hanf (nach BLW)	Not Available	Keine Zuordnung
X0536	Ackerbohnen	Not Available	Keine Zuordnung
X0537	Eiweisserbsen	Not Available	Keine Zuordnung
X0538	Lupinen	Not Available	Keine Zuordnung
X0539	Ölkürbisse	Not Available	Keine Zuordnung
X0541	Tabak	Not Available	Keine Zuordnung
X0542	Hirse	Not Available	Keine Zuordnung
X0545	Einjährige Freilandgemüse	Not Available	Keine Zuordnung
X0546	Freiland-Konservengemüse	Not Available	Keine Zuordnung
X0547	Wurzeln der Treibzichorie	Not Available	Keine Zuordnung
X0551	Einjährige Beeren	Not Available	Keine Zuordnung
X0552	Einjährige nachwachsende Rohstoffe	Not Available	Keine Zuordnung
X0553	Einjährige Gewürz- und Medizinalpflanzen	Not Available	Keine Zuordnung

CodeBfs1	Kultur	KulturPhaenologie	Zuordnung
X0554	Einjährige gärtnerische Freilandkulturen	Not Available	Keine Zuordnung
X0556	Buntbrache	Buntbrache	Zugewiesen
X0557	Rotationsbrache	Buntbrache	Ähnliches zugewiesen
X0559	Saum auf Ackerfläche	Saum	Ähnliches zugewiesen
X0562	Phacelia für Samenproduktion	Not Available	Keine Zuordnung
X0563	Übrige Kultur für Samenproduktion	Not Available	Keine Zuordnung
X0590	Sommerraps nachwachsender Rohstoff	Raps	Zugewiesen
X0591	Winterraps nachwachsender Rohstoff	Raps	Zugewiesen
X0592	Sonnenblumen nachwachsender Rohstoff	RapsErszSonnenBL	Ersatz zugewiesen
X0597	Übrige offene Ackerfläche beitragsberechtigt	Not Available	Keine Zuordnung
X0598	Übrige offene Ackerfläche nicht beitragsberechtigt	Not Available	Keine Zuordnung
X0599	Total offene Ackerfläche	Nicht berücksichtigen	löschen
X0601	Kunstpflanzen	Kunstpflanze	Zugewiesen
X0611	Extensiv genutzte Wiesen	Extensiv genutzte Wiese	Ähnliches zugewiesen
X0612	Wenig intensiv genutzte Wiesen	Intensiv genutzte Wiese	Ähnliches zugewiesen
X0613	Übrige Dauerwiesen	Intensiv genutzte Wiese	Ähnliches zugewiesen
X0616	Weiden	Intensiv genutzte Weide	Zugewiesen
X0617	Extensiv genutzte Weiden	Extensiv genutzte Weide	Ähnliches zugewiesen
X0618	Waldweiden	Not Available	Keine Zuordnung
X0619	Weiden für Schweine & Geflügel	Not Available	Keine Zuordnung
X0621	Heuwiesen Sömmerungsgebiet übrige	Nicht berücksichtigen	löschen
X0622	Heuwiesen Sömmerungsgebiet extensiv	Nicht berücksichtigen	löschen
X0623	Heuwiesen Sömmerungsgebiet wenig intensiv	Nicht berücksichtigen	löschen
X0625	Waldweiden	Not Available	Keine Zuordnung
X0631	Futterleguminosen für Samenproduktion	Not Available	Keine Zuordnung
X0632	Futtergräser für Samenproduktion	Not Available	Keine Zuordnung
X0633	Übrige Futterpflanzen für Samenproduktion	Not Available	Keine Zuordnung
X0695	Übrige Grünfläche anrechenbare RGVE & ökol. Ausgleichsflächen	Not Available	Keine Zuordnung
X0697	Übrige Grünfläche anrechenbare RGVE	Not Available	Keine Zuordnung

CodeBfs1	Kultur	KulturPhaenologie	Zuordnung
X0698	Übrige Grünfläche nicht anrechenbare RGVE	Not Available	Keine Zuordnung
X0699	Total Grünfläche	Nicht berücksichtigen	löschen
X0701	Reben	Not Available	Keine Zuordnung
X0702	Obstanlagen (Äpfel)	Not Available	Keine Zuordnung
X0703	Obstanlagen (Birnen)	Not Available	Keine Zuordnung
X0704	Obstanlagen (Steinobst)	Not Available	Keine Zuordnung
X0705	Mehrfährige Beeren	Not Available	Keine Zuordnung
X0706	Mehrfährige Gewürz- und Medizinalpflanzen	Not Available	Keine Zuordnung
X0707	Mehrfährige nachwachsende Rohstoffe	Not Available	Keine Zuordnung
X0708	Hopfen	Not Available	Keine Zuordnung
X0709	Rhabarber	Not Available	Keine Zuordnung
X0710	Spargel	Not Available	Keine Zuordnung
X0711	Pilze	Not Available	Keine Zuordnung
X0712	Christbäume	Not Available	Keine Zuordnung
X0713	Baumschule von Forstpflanzen ausserhalb Forstzone	Not Available	Keine Zuordnung
X0714	Ziersträucher Ziergehölze und Zierstauden	Not Available	Keine Zuordnung
X0715	Übrige Baumschulen	Not Available	Keine Zuordnung
X0716	Gepflegte Selven (Kastanien- und Nussbäume)	Not Available	Keine Zuordnung
X0731	Anderere Obstanlagen	Not Available	Keine Zuordnung
X0797	Übrige Flächen Dauerkulturen beitragsberechtigt	Not Available	Keine Zuordnung
X0798	Übrige Flächen Dauerkulturen nicht beitragsberechtigt.	Not Available	Keine Zuordnung
X0799	Total Fläche Dauerkulturen	Nicht berücksichtigen	löschen
X0801	Gemüsekulturen Gewächshäusern mit festem Fundament	Not Available	Keine Zuordnung
X0802	Übrige Spezialkult. Gewächshäusern mit festem Fundament	Not Available	Keine Zuordnung
X0803	Gärtner. Kulturen Gewächshäusern mit festem Fundament	Not Available	Keine Zuordnung
X0806	Gemüsekulturen geschütztem Anbau ohne festem Fundament	Not Available	Keine Zuordnung
X0807	Übrige Spezialkult. geschütztem Anbau ohne festem Fundament	Not Available	Keine Zuordnung
X0808	Gärtner. Kult. geschütztem Anbau ohne festem Fundament	Not Available	Keine Zuordnung
X0847	Übrige Kulturen geschütztem Anbau ohne festem Fundament	Not Available	Keine Zuordnung
X0848	Übrige Kulturen geschütztem Anbau mit festem Fundament	Not Available	Keine Zuordnung

CodeBfs1	Kultur	KulturPhaenologie	Zuordnung
X0851	Streueflächen	Streuwiese	Ähnliches zugewiesen
X0852	Hecken- Feld- und Ufergehölze mit Krautsaum ÖAB	Hecke	Zugewiesen
X0857	Hecken- Feld- und Ufergehölze mit Pufferstreifen	Hecke	Zugewiesen
X0895	Übrige Flächen innerhalb der LN beitragsberechtig. ÖAA	Not Available	Keine Zuordnung
X0897	Übrige Flächen innerhalb der LN beitragsberechtig	Not Available	Keine Zuordnung
X0898	Übrige Flächen innerhalb LN nicht beitragsberechtig	Not Available	Keine Zuordnung
X0901	Wald	Not Available	Keine Zuordnung
X0902	Unproduktive Flächen	Not Available	Keine Zuordnung
X0903	Flächen ohne landw. Hauptzweckbestimmung	Not Available	Keine Zuordnung
X0904	Wassergräben Tümpel und Teiche	Not Available	Keine Zuordnung
X0905	Ruderalflächen Steinhäufen und -wälle	Not Available	Keine Zuordnung
X0906	Trockenmauern	Not Available	Keine Zuordnung
X0907	Unbefestigte natürliche Wege	Not Available	Keine Zuordnung
X0908	Weitere ökologische Ausgleichsflächen	Not Available	Keine Zuordnung
X0909	Hausgärten	Not Available	Keine Zuordnung
X0930	Sömmerungsweiden	Nicht berücksichtigen	löschen

Anhang 13 PestLCI Massenstrom Diagramm

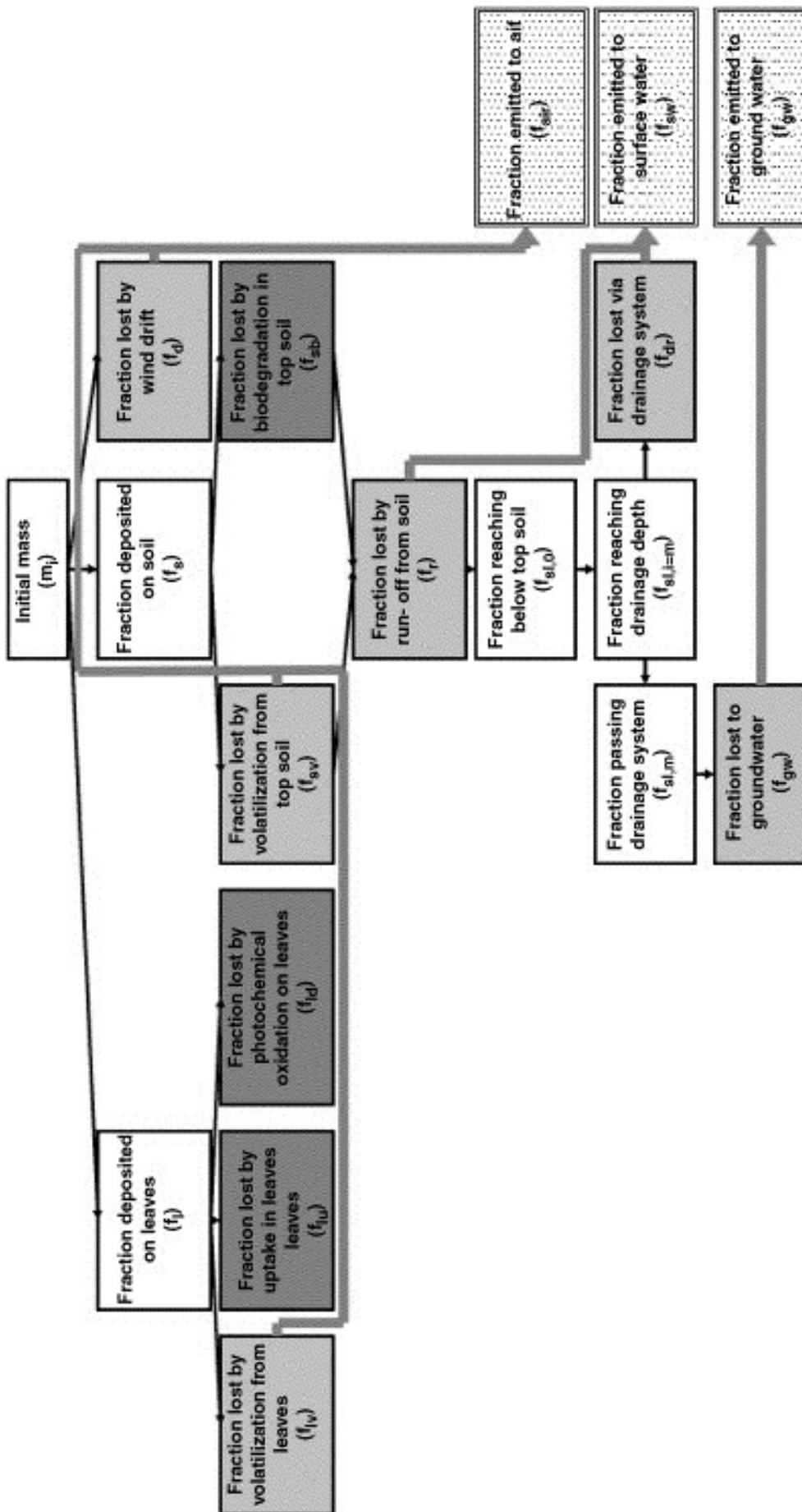


Abbildung A13. 1: Massenstrom Diagramm von PestLCI 2.0 gemäss Birkved und Hauschild (2006).

Anhang 14 Eingabeparameter USEtox 1.01

Tabelle A14. 1: Benötigte Eingabeparameter für die aquatische Ökotoxizität in USEtox, zusätzliche Angabe, ob Parameter in PestLCI 2.0 benötigt wird (Huijbregts et al. 2010a).

Parameter	Abkürzung	Einheit	Approximation möglich?	Nötig für PestLCI?
Bioakkumulationsfaktor in Fisch	BAF _{fish}	l/kg	Ja	
Abbaurrate Luft	k _{dega}	1/s	Ja	
Abbaurrate Wasser	k _{degw}	1/s	Ja	
Abbaurrate Boden	k _{degsl}	1/s	Ja	
Abbaurrate Sediment	k _{degSD}	1/s	Ja	
Verteilungskoeffizient zwischen suspendierten Feststoffen und Wasser	K _{pSS}	l/kg	Nein	
Durchschnittlicher log EC ₅₀ für aquatische Spezies	avlogEC ₅₀	mg/l	Nein	
Molekulargewicht	MW	g/mol	Nein	Ja
Verteilungskoeffizient Oktanol/Wasser	K _{ow}	-	Nein	Ja
Schmelzpunkt	T _m	°C	Nein	
Henry-Konstante	K _{H25C}	Pa m ³ mol ⁻¹	Ja	
Verteilungskoeffizient organ. Kohlenstoff / Wasser	K _{oc}	l/kg	Ja	Ja
Verteilungskoeffizient gelöste organ. Kohlenstoff/Wasser	K _{DOC}	l/kg	Ja	
Dampfdruck	P _{vap25}	Pa	Nein	Ja
Wasserlöslichkeit	S _{ol25}	mg/l	Nein	Ja
Erste Dissoziations-Konstante	pK _a	-	Nein	Ja

Anhang 15 Standwerte für die standortspezifischen Eingabeparameter in USEtox 1.01

Tabelle A15. 1: Standardwerte für die standortspezifischen Eingabeparameter in USEtox 1.0 (Huijbregts et al. 2010a).

Parameter	Einheit	Standardwert kontinental	Standardwert global
Fläche Land	km ²	9.01 * 10 ⁶	1.41 * 10 ⁸
Fläche Meer	km ²	9.87 * 10 ⁵	3.29 * 10 ⁸
Anteil der Fläche mit Frischwasser	--	0.03	0.03
Anteil der Fläche mit natürlichem Boden	--	0.49	0.49
Anteil der Fläche mit landwirtschaftlichem Boden	--	0.49	0.49
Anteil der Fläche mit anderem Boden	--	1.00 * 10 ⁻²⁰	1.00 * 10 ⁻²⁰
Umgebungstemperatur	°C	12	12
Windgeschwindigkeit	m s ⁻¹	3.00	3.00
Regen	mm yr ⁻¹	700	700
Tiefe des Frischwassers	m	2.5	2.5
Anteil Oberflächenabfluss	--	0.25	0.25
Anteil Infiltrierung	--	0.25	0.25
Erosionsrate	mm yr ⁻¹	0.03	0.03

Anhang 16 Sensitivitätsanalyse PestLCI

Die nachfolgenden Variationen wurden für die vier Kulturen Mais, Kartoffeln, Raps und Steinfrüchte gemacht. Dabei wurde für Mais das Pestizid Atrazin verwendet, für Kartoffeln Mancozeb, für Raps Thiacloprid und für die Steinfrüchte Iprodione.

A 16. 1: Variierte Eingabeparameter in der Sensitivitätsanalyse für PestLCI.

Eingabeparameter	Standardwert	Getestete Variationen
Boden	Bodentyp 1	Bodentyp 2
		Bodentyp 3
		Bodentyp 4
		Bodentyp 5
		Bodentyp 6
		Bodentyp 7
		Klima
Klimatyp: „Sub-alpine continental: Kresmünster (AT)“		
Bewässerung	100 mm	200 mm
		300 mm
Entwicklungsstadium (Monat)	Mais: Stadium I (Mai)	Stadium II (Juni) Stadium III (Juli) Stadium IV (August)
	Kartoffeln: Stadium III (Mai)	Stadium I (März) Stadium II (April) Stadium IV (Juni)
	Raps: Stadium II (April)	Stadium I (März) Stadium III (Mai)
	Steinfrüchte: Stadium II (April)	Stadium I (März) Stadium III (Mai) Stadium IV (Juni)
Monat	Mais (Mai)	April, Juni
	Kartoffeln (Mai)	April, Juni
	Raps (April)	März, Mai
	Steinfrüchte (April)	März, Mai
Bodenbearbeitung	Konventionelle Bodenbearbeitung	Keine Bodenbearbeitung, Reduzierte Bodenbearbeitung
Makroporenanteil	0.3	0.2 / 0.4 / 0.7
Pufferzone	m s ⁻¹	3.00
Pufferzone (ohne Drainage)	0 m	3 m, 6 m
Drainage	0.55	0 / 0.3 / 1

18 Referenzen

- Agéco, 2015. Sustainability Assessment Project Social Dimensions: Draft Report. Agéco, Québec.
- Agrammon Group, 2009a. Technical process description AGRAMMON – Draft. Schweizerische Hochschule für Landwirtschaft (SHL), Zollikofen.
- Agrammon Group, 2009b. Technische Parameter Modell Agrammon. Schweizerische Hochschule für Landwirtschaft (SHL), Zollikofen.
- AGRIDEA, 2015. Landwirtschaftliches Handbuch Pflanzen und Tiere. *Wirz Kalender*, 2007, AGRIDEA, Lindau.
- AGRIMPULS 2014: Kantonale Arbeitsverträge. Schweizer Bauernverband, Brugg.
- Agroscope, 2014. Wegleitung zum Merkmalskatalog der Zentralen Auswertung von Buchhaltungsdaten. Agroscope, Ettenhausen. Zugang: www.agroscope.admin.ch/zentrale-auswertung [25.09.2015].
- Aldrich A., Balmer M., Daniel O., Fulda B. & Poiger T., in press. Zulassung und Monitoring von PSM. *Aqua & Gas*.
- Alexandratos N. & Bruinsma J., 2012. World agriculture towards 2030/2050: the 2012 revision. *ESA Working Papers* **3**.
- Alig M., Grandl F., Mieleitner J., Nemecek T. & Gaillard G., 2012. Ökobilanz von Rind-, Schweine- und Geflügelfleisch. Report. Agroscope ART, Zurich, 1–151.
- Alvarenga R. A. F., Dewulf J., Van Langenhove H. & Huijbregts M. A. J., 2013. Exergy-based accounting for land as a natural resource in life cycle assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment* **18** (5), 939–947.
- Alvarenga R. A. F., Erb K. H., Haberl H., Soares S. R., van Zelm R. & Dewulf J., 2015. Global land use impacts on biomass production – a spatial-differentiated resource-related life cycle impact assessment method. *International Journal of Life Cycle Assessment* **20** (4), 440–450.
- Amon T., Amon B., Ofner E. & Boxberger J., 2001. Precision of Assessment of Animal Welfare by the 'TGI 35 L' Austrian Needs Index. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section A – Animal Science* **51** (S30), 114–117.
- Andreasen S. N., Wemelsfelder F., Sandøe P. & Forkman B., 2013. The correlation of Qualitative Behavior Assessments with Welfare Quality® protocol outcomes in on-farm welfare assessment of dairy cattle. *Applied Animal Behaviour Science* **143** (1), 9–17.
- Andreasen S. N., Sandøe P. & Forkman B., 2014. Can animal-based welfare assessment be simplified? A comparison of the Welfare Quality® protocol for dairy cattle and the simpler and less timeconsuming protocol developed by the Danish Cattle Federation. *Animal Welfare* **23** (1), 81–94.
- Annen T., 2003. Unternehmensrating nach einem Punktwertverfahren. Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei (LFA), Gülzow.
- Appleby M. C. & Hughes B. O., 1997. Animal Welfare. CAB International.
- Aviron S. *et al.*, 2005: Evaluation der Ökomassnahmen – Bereich Biodiversität. Herzog F. & Walter T. [Hrsg.]. Schriftenreihe der FAL 56. Agroscope, FAL Reckenholz, Zürich. 208 S.
- Ayres R. U., van den Bergh J. C. & Gowdy J. M., 1998. Viewpoint: weak versus strong sustainability. Tinbergen Institute Discussion Paper.
- BAFU & BLW, 2008. Umweltziele Landwirtschaft. Hergeleitet aus bestehenden rechtlichen Grundlagen. *Umwelt-Wissen* **0820**, Bundesamt für Umwelt BAFU und Bundesamt für Landwirtschaft BLW, 221 S.
- BAFU, 2014. NABEL – Luftbelastung 2013. Messresultate des Nationalen Beobachtungsnetzes für Luftfremdstoffe (NABEL). *Umwelt-Zustand* **1415**, Hrsg. Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern, & Eidg. Materialprüfungs- und Forschungsanstalt Empa, Dübendorf. 128 S.
- BAFU, 2015. Switzerland's Greenhouse Gas Inventory 1990–2013. Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern, 596 S.
- Barančíková G., Halás J., Guttekova M., Makovnikova J., Novakova M., Skalský R. & Tomašovičová Z., 2010. Application of RothC model to predict soil organic carbon stock on agricultural soils of Slovakia. *Soil and Water Research* **5** (1), 1–9.
- Bardt H., 2011. Indikatoren ökonomischer Nachhaltigkeit. *Forschungsberichte aus dem Institut der deutschen Wirtschaft Köln* **72**. Institut der deutschen Wirtschaft, Köln. 53 S.
- Bartussek H., 1988. Haltung. In: Naturgemässe Tierhaltung. Ulmer, Stuttgart.
- Bartussek H., 1995a. TGI 35 L/1995- Legehennen. Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, Irdning.
- Bartussek H., 1995b. TGI 35 L/1995- Mastschweine. Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, Irdning.

-
- Bartussek H., 1996. TGI 35 L/1996- Rinder. Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, Irdning.
- Bartussek H., 1999. A review of the animal needs index (ANI) for the assessment of animals' well-being in the housing systems for Austrian proprietary products and legislation. *Livestock Production Science* **61** (2–3), 179–192.
- Battini M., Vieira A., Barbieri S., Ajuda I., Stilwell G. & Mattiello S., 2014. Invited review: Animal-based indicators for on-farm welfare assessment for dairy goats. *Journal of Dairy Science* **97** (11), 6625–6648.
- Berthoud A., Maupu P., Huet C. & Poupart A., 2011. Assessing freshwater ecotoxicity of agricultural products in life cycle assessment (LCA): a case study of wheat using French agricultural practices databases and USEtox model. *The International Journal of Life Cycle Assessment* **16** (8), 841–847.
- BFS, 2009. Treibhausgasemissionen nach Wirtschaftssektor. Bundesamt für Statistik (BFS), Neuchâtel. 4 S.
- BFS, 2013. Bodennutzung in der Schweiz – Resultate der Arealstatistik. *Raum und Umwelt*, Bundesamt für Statistik BFS, Neuchâtel.
- BFS, 2014. Schweizer Landwirtschaft – Taschenstatistik 2014. Bundesamt für Statistik, Neuchâtel.
- BFS, 2015a. 07 – Land- und Forstwirtschaft – Auswirkungen auf die Umwelt – Pflanzenschutzmittel. Bundesamt für Statistik BFS, Neuchâtel.
- BFS, 2015b. 07 – Land- und Forstwirtschaft – Landwirtschaftsbetriebe, Beschäftigte, Nutzfläche nach Kanton. Bundesamt für Statistik BFS, Neuchâtel.
- Biewald G. & Schumacher W., 1991. Kartierung und Bewertung von Mittelgebirgslandschaften im Hinblick auf den Arten- und Biotopschutz. *Forschung und Beratung, Reihe B41*.
- Birkved M. & Hauschild M. Z., 2006. PestLCI – A model for estimating field emissions of pesticides in agricultural LCA. *Ecological Modelling* **198** (3–4), 433–451.
- Birkved M. & Heijungs R., 2011. Simplified fate modelling in respect to ecotoxicological and human toxicological characterisation of emissions of chemical compounds. *The International Journal of Life Cycle Assessment* **16** (8), 739–747.
- Birrer S., Jenny M., Pfiffner L. & Balmer O., 2008. Mit Vielfalt punkten: Bauern beleben die Natur.
- Birrer S., Balmer O., Chevillat V., Graf R., Hagist D., Jahrl I., Jenny M., Pfiffner L. & Zellweger-Fischer J., 2012. Mit Vielfalt punkten – Jahresbericht 2011.
- Birrer S., Balmer O., Chevillat V., Graf R., Hagist D., Jahrl I., Jenny M., Pfiffner L. & Zellweger-Fischer J., 2013. Mit Vielfalt punkten – Jahresbericht 2012.
- Birrer S., Zellweger-Fischer J., Stoeckli S., Korner-Nievergelt F., Balmer O., Jenny M. & Pfiffner L., 2014. Biodiversity at the farm scale: A novel credit point system. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **197**, 195–203.
- Blanck N. & Bahrs E. 2010. Sind erfolgreiche Betriebsleiter tatsächlich erfolgreich? Das Potenzial für Fehlinterpretationen bei der Kennzahl "Nettorentabilität". GEWISOLA [Hrsg.]: 50. Jahrestagung der GEWISOLA. Braunschweig.
- Blonk Consultants 2014. The Direct Land Use Change Assessment Tool. Blonk Consultants, Gouda, NL.
- Blumentrath S., 2010. Das ästhetische Betriebsinventar. Entwicklung und Erprobung einer EDV-gestützten Methode zur Erfassung und Bewertung der Beiträge landwirtschaftlicher Betriebe zum ästhetischen Wert der Landschaft. Gottfried Wilhelm Leibniz Universität, Hannover.
- BLW, 2008. Themenpapier 8: Biodiversität. Bundesamt für Landwirtschaft BLW, Bern.
- BLW, 2009. Die Schweizer Landwirtschaft im Aufbruch: Das neue Landwirtschaftsgesetz – Eine Bilanz nach zehn Jahren. Bundesamt für Landwirtschaft BLW, Bern, 36 S.
- BLW, 2010a. Agrarbericht 2010. Bundesamt für Landwirtschaft BLW, Bern.
- BLW, 2010b. Land- und Ernährungswirtschaft 2025: Diskussionspapier des Bundesamtes für Landwirtschaft zur strategischen Ausrichtung der Agrarpolitik Bundesamt für Landwirtschaft BLW, Bern.
- BLW, 2012. Agrarbericht 2012. Frauen in der Landwirtschaft. Bundesamt für Landwirtschaft BLW, Bern.
- BLW, 2013. Agrarbericht 2013. Bundesamt für Landwirtschaft BLW, Bern.
- BLW, 2014. Agrarbericht 2014. Bundesamt für Landwirtschaft BLW, Bern.
- BLW, 2015a. Definition SAK-Zahl. Bundesamt für Landwirtschaft BLW, Zugang: <http://www.blw.admin.ch/themen/01844/index.html?lang=de> [15.08.2015].
- BLW 2015b: Anhörung – Landwirtschaftliches Verordnungspaket Herbst 2015. Hrsg. Bundesamt für Landwirtschaft BLW, Bern.
- Bockstaller C., Girardin P. & van der Werf H. M. G., 1997. Use of agro-ecological indicators for the evaluation of farming systems. *European Journal of Agronomy* **7** (1), 261–270.
- Bockstaller C. & Girardin P., 2003. Mode de Calcul des Indicateurs Agri-environnementaux de la Methode INDIGO (pour version 300902D du logiciel et suivantes). INRA, Colmar, 115 S.

- Bohanec M. & Rajkovic V., 1999. Multi-attribute decision modeling: Industrial applications of DEX. *Informatica(Ljubljana)* **23** (4), 487–491.
- Bohanec M., 2008. DEXi: Program for Multi-Attribute Decision Making User's Manual. *ISJ delovno porocilo, DP-9989, Julije*, Institut "Jožef Stefan", Ljubljana. 3 S.
- Borgonovi F. & Miyamoto K., 2010. Education and Civic and Social Engagement. *In: Improving Health and Social Cohesion through Education*. OECD Publishing.
- Bösch M. E., Hellweg S., Huijbregts M. A. J. & Frischknecht R., 2007. Applying Cumulative Exergy Demand (CExD) indicators to the ecoinvent database. *International Journal of Life Cycle Assessment* **12** (3), 181–190.
- Botreau R., Bonde M., Butterworth A., Pery P., Bracke M. B. M., Capdeville J. & Veissier I., 2007a. Aggregation of measures to produce an overall assessment of animal welfare. Part 1: a review of existing methods. *Animal* **1** (08), 1179–1187.
- Botreau R., Bracke M. B. M., Pery P., Butterworth A., Capdeville J., Van Reenen C. G. & Veissier I., 2007b. Aggregation of measures to produce an overall assessment of animal welfare. Part 2: analysis of constraints. *Animal* **1** (08), 1188–1197.
- Botreau R., Veissier I., Butterworth A., Bracke M. & Keeling L., 2007c. Definition of criteria for overall assessment of animal welfare. *Animal Welfare* **16** (2), 225.
- Bourassa S., 1991. The aesthetics of landscape. Belhaven Press.
- Bourdieu P., 1983. Ökonomische Kapital, Kulturelles Kapital, Soziales Kapital. *In: Soziale Welt, Sonderband 2*. (Hrsg. Krechel R.), O. Schwarz & Company, Göttingen. 183–198.
- Braband D., 2006. Naturindikatoren. Entwicklung eines Instruments zur Erfassung von Naturschutzleistungen im landwirtschaftlichen Betrieb. Dissertation, Universität Kassel, Kassel. 181 S.
- Bracke M. B. M., 2007. Animal-based parameters are no panacea for on-farm monitoring of animal welfare. *Animal Welfare* **16** (2), 229–231.
- Brambell F. W. R., 1965. Report of the Technical Committee to Enquire Into the Welfare of Animals Kept Under Intensive Livestock Husbandry Systems. Her Majesty's Stationery Office, London.
- Brassley P., 1998. On the Unrecognized Significance of the Ephemeral Landscape. *Landscape Research* **23** (2), 119–132.
- Breitschuh G., Eckert H., Matthes I., Strümpfel J., Bachmann G. & Breitschuh T., 2008. Kriteriensystem nachhaltige Landwirtschaft (KSNL). *KTBL-Schrift* **466**. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL), Darmstadt.
- Bretscher D., Leuthold-Stärfl S., Felder D. & Fuhrer J., 2014. Treibhausgasemissionen aus der schweizerischen Land- und Ernährungswirtschaft. *Agrarforschung* **5** (11+12), 458–465.
- Broom D. M., 1986. Indicators of poor welfare. *British Veterinary Journal* **142** (6), 524–526.
- Broom D. M., 2010. Animal Welfare: An Aspect of Care, Sustainability, and Food Quality Required by the Public. *Journal of Veterinary Medical Education* **37** (1), 83–88.
- Brosson P., 1999. Le diagnostic agri-environmental pour une agriculture respectueuse de l'environnement – Trois méthodes passées à la loupe. Editions Solagro, Toulouse. 168 S.
- Buckwell A., Nordang Uhre A., Williams A., Poláková J., Blum W. E. H., Schiefer J., Lair G. J., Heissenhuber A., Schießl P., Krämer C. & Haber W., 2014. Sustainable Intensification of European Agriculture – A review sponsored by the RISE Foundation RISE Rural Investment Support for Europe, Brussels. 98 S.
- Bystricky M., Alig M., Nemecek T. & Gaillard G., 2014. Ökobilanz ausgewählter Schweizer Landwirtschaftsprodukte im Vergleich zum Import. *Agroscope Science* **2**. Agroscope, Zürich. 176 S.
- Cagienard A., Regula G. & Danuser J., 2005. The impact of different housing systems on health and welfare of grower and finisher pigs in Switzerland. *Preventive Veterinary Medicine* **68** (1), 49–61.
- Candinas T., Neyroud J.-A., Oberholzer H. & Weisskopf P., 2002. Ein Bodenkonzzept für die Landwirtschaft in der Schweiz: Grundlagen für die Beurteilung der nachhaltigen landwirtschaftlichen Bodennutzung. *Bodenschutz* **3** (02), 90–98.
- Carpani M., Bergez J.-E. & Monod H., 2012. Sensitivity analysis of a hierarchical qualitative model for sustainability assessment of cropping systems. *Environmental Modelling & Software* **27**, 15–22.
- Centofanti T., Hollis J. M., Blenkinsop S., Fowler H. J., Truckell I., Dubus I. G. & Reichenberger S., 2008. Development of agro-environmental scenarios to support pesticide risk assessment in Europe. *Science of The Total Environment* **407** (1), 574–588.
- Charnes A., Cooper W. W. & Rhodes E., 1978. Measuring the efficiency of decision making units. *European journal of operational research* **2** (6), 429–444.
- Christen O., 1996. Nachhaltige Landwirtschaft – Ideengeschichte, Inhalte und Konsequenzen für Forschung, Lehre und Beratung. *Berichte über Landwirtschaft* **74**, 66–86.
- Christen O. & O'Halloran-Wietholtz Z., 2002. Indikatoren für eine nachhaltige Landwirtschaft. *ILU Bonn*.

-
- Ciegis R., Ramanauskiene J. & Startiene G., 2015. Theoretical reasoning of the use of indicators and indices for sustainable development assessment. *Engineering Economics* **63** (4).
- Clark A. E. & Oswald A. J., 1994. Subjective Well-being and Unemployment. *Economic Journal* **104**, 648–659.
- Coignard M., Guatteo R., Veissier I., Lehébel A., Hoogveld C., Mounier L. & Bareille N., 2014. Does milk yield reflect the level of welfare in dairy herds? *The Veterinary Journal* **199** (1), 184–187.
- Coleman J. S., 1988. Social Capital in Creation of Human Capital. *American Journal of Sociology* **94**, 95–120.
- Coleman J. S., 1992. Grundlagen der Sozialtheorie. Oldenbourg Verlag, München.
- Coleman K., Jenkinson D., Crocker G., Grace P., Klir J., Körschens M., Poulton P. & Richter D., 1997. Simulating trends in soil organic carbon in long-term experiments using RothC-26.3. *Geoderma* **81** (1), 29–44.
- Corson M., 2014. CANTOGETHER. Deliverable D4.2: Review report about soil quality assessment in mixed farming systems.
- Costanza R., d'Arge R., De Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R. V. & Paruelo J., 1998. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Ecological Economics* **1** (25), 3–15.
- Craheix D., Angevin F., Bergez J.-E., Bockstaller C., Colomb B., Guichard L., Reau R. & Doré T., 2012a. MASC 2.0, un outil d'évaluation multicritère pour estimer la contribution des systèmes de culture au développement durable. *Innovations Agronomiques* **20**, 35–48.
- Craheix D., Angevin F., Bergez J., Bockstaller C., Colomb B., Guichard L., Omon B., Reau R. & Doré T., 2012b. Multicriteria assessment of the sustainability of cropping systems: A case study of farmer involvement using the MASC model. In: 10th European IFSA Symposium, 1–4.
- Dabbert S. & Braun J., 2012. Landwirtschaftliche Betriebslehre – Grundwissen Bachelor. Ulmer, Stuttgart, 288 S.
- Dabney S., Yoder D., Foster G. & Nearing M., 2006. Application of RUSLE2 to pasturelands. In: Proceedings of the 14th International Soil Conservation Organization Conference, Marrakesh, Morocco.
- Dabney S. M., Yoder D. C. & Ferruzzi G. G., 2014. Forage harvest representation in RUSLE2. *Agronomy Journal* **106** (1), 151–167.
- de Baan L., Spycher S. & Daniel O., 2015. Einsatz von Pflanzenschutzmitteln in der Schweiz von 2009 bis 2012. *Agrarforschung Schweiz* **6** (2), 48–55.
- De Lange W., Stafford W., Forsyth G. & Le Maitre D., 2012. Incorporating stakeholder preferences in the selection of technologies for using invasive alien plants as a bio-energy feedstock: Applying the analytical hierarchy process. *Journal of environmental management* **99**, 76–83.
- de Vries M., Bokkers E. A. M., Dijkstra T., van Schaik G. & de Boer I. J. M., 2011. Invited review: Associations between variables of routine herd data and dairy cattle welfare indicators. *Journal of Dairy Science* **94** (7), 3213–3228.
- de Vries M., Bokkers E. A. M., van Schaik G., Engel B., Dijkstra T. & de Boer I. J. M., 2014. Exploring the value of routinely collected herd data for estimating dairy cattle welfare. *Journal of Dairy Science* **97** (2), 715–730.
- Dewulf J., Bösch M. E., Meester B. D., Vorst G. V. d., Langenhove H. V., Hellweg S. & Huijbregts M. A. J., 2007. Cumulative Exergy Extraction from the Natural Environment (CEENE): a comprehensive Life Cycle Impact Assessment method for resource accounting. *Environmental Science & Technology* **41** (24), 8477–8483.
- Dewulf J., Benini L., Mancini L., Sala S., Blengini G. A., Ardente F., Recchioni M., Maes J., Pant R. & Pennington D., 2015. Rethinking the area of protection "natural resources" in life cycle assessment. *Environmental Science and Technology* **49** (9), 5310–5317.
- Deytieux V., Nemecek T., Freiermuth Knuchel R., Gaillard G. & Munier-Jolain N. M., 2012. Is Integrated Weed Management efficient for reducing environmental impacts of cropping systems? A case study based on life cycle assessment. *European Journal of Agronomy* **36** (1), 55–65.
- Diamond J., 2002. Evolution, consequences and future of plant and animal domestication. *Nature* **418** (6898), 700–707.
- Dijkman T. J., Birkved M. & Hauschild M. Z., 2012. PestLCI 2.0: a second generation model for estimating emissions of pesticides from arable land in LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment* **17** (8), 973–986.
- Dijkman T. J. 2015: persönliche Mitteilung.
- DLG, 2015. Zertifizierte Betriebe "Nachhaltige Landwirtschaft". Zugang: http://www.nachhaltige-landwirtschaft.info/zertifizierte_betriebe.html [27.08.2015].
- Dodge R., Daly A. P., Huyton J. & Sanders L. D., 2012. The Challenge of Defining Wellbeing. *International Journal of Wellbeing* **2** (3), 222–235.

- Dolman M., Vrolijk H. & De Boer I., 2012. Exploring variation in economic, environmental and societal performance among Dutch fattening pig farms. *Livestock Science* **149** (1), 143–154.
- Doluschitz R., Zapf R. & Schultheiß U., 2009. Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Betriebe – Einordnung und Stärken-Schwächenanalyse von Bewertungssystemen. *Berichte über Landwirtschaft* **87** (3), 380–401.
- Doyal L. & Gough I., 1991. *A Theory of Human Need*. MacMillan, London.
- Dramstad W. E., Tveit M. S., Fjellstad W. J. & Fry G. L. A., 2006. Relationships between visual landscape preferences and map-based indicators of landscape structure. *Landscape and Urban Planning* **78** (4), 465–474.
- Dramstad W. E. & Fjellstad W. J., 2011. Landscapes: Bridging the gaps between science, policy and people. *Landscape and Urban Planning* **100** (4), 330–332.
- EC-JRC-IES, 2010. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - Framework and Requirements for Life Cycle Impact Assessment Models and Indicators. First edition March 2010. **EUR 24586 EN**, European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, Luxembourg.
- EC-JRC-IES, 2011. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - Recommendations for life cycle impact assessment in the European context **EUR 24571 EN**, Luxemburg, 159.
- ECOTOX 2001: ECOTOXicology Database system.
- EEA, 2005. Agriculture and environment in EU-15 – the IRENA indicator report. European Environment Agency EEA, Copenhagen.
- EEA, 2006. Integration of environment into EU agriculture policy – the IRENA indicator-based assessment report. **2**. European Environment Agency, Copenhagen.
- EEA, 2013. EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013 – Technical guidance to prepare national emission inventories. *EEA Technical report No 12/2013*, European Environment Agency EEA, Luxembourg.
- EFFAT, 2007. Arbeitszeiten. European Federation of Trade Unions in the Food, Agriculture and Tourism EFFAT. Zugang: http://www.agri-info.eu/deutsch/t_worktime.php [11.06.2015].
- Elkington J., 1999. Triple Bottom Line Revolution: Reporting for the Third Millenium. *Australian CPA* **69** (11), 75–76.
- Ellenberg A. 2015: persönliche Mitteilung.
- Empacher C. & Wehling P., 1999. Indikatoren Sozialer Nachhaltigkeit: Grundlagen und Konkretisierung. *ISOE-Diskussions Papiere* **13**, Institut für sozial-ökologische Forschung, Frankfurt am Main.
- Empacher C. & Wehling P., 2002. Soziale Dimension der Nachhaltigkeit: Theoretische Grundlagen und Indikatoren. *Studientexte des Instituts für sozial-ökologische Forschung* **11**, Institut für sozial-ökologische Forschung, Frankfurt am Main.
- EPIC, 2015. <http://epicapex.tamu.edu/model-executables/>.
- Fantke P. 2015a: persönliche Mitteilung.
- Fantke P. 2015b: USEtox 2.0 Scientific Consensus Model - Characterizing Human Toxicity and Ecotoxicity for Life Cycle Assessment. LCM 2015. Bordeaux, France.
- FAO, 2014. SAFA Guidelines Version 3.0. Food and Agriculture Organization of the United Nations FAO, Rome.
- Farina R., Coleman K. & Whitmore A. P., 2013. Modification of the RothC model for simulations of soil organic C dynamics in dryland regions. *Geoderma* **200**, 18–30.
- Fixen P. E. & Johnston A. M., 2012. World fertilizer nutrient reserves: A view to the future. *Journal of the Science of Food and Agriculture* **92** (5), 1001–1005.
- Flanagan D. C., Gilley J. E. & Franti T. G., 2007. Water Erosion Prediction Project (WEPP): Development history, model capabilities, and future enhancements. *Transactions of the ASABE* **50**, 1603–1612.
- Forgeard M. J. C., Jayawickreme E., Kern M. L. & Seligman M. E. P., 2011. Doing the Right Thing: Measuring Wellbeing for Public Policy. *International Journal of Wellbeing* **1** (1), 79–106.
- Frank S., Fürst C., Koschke L., Witt A. & Makeschin F., 2013. Assessment of landscape aesthetics – Validation of a landscape metrics-based assessment by visual estimation of the scenic beauty. *Ecological Indicators* **32**, 222–231.
- Fraser D., 1995. Science, Values and Animal Welfare: Exploring the 'Inextricable Connection'. *Animal Welfare* **4** (2), 103–117.
- Fraser D., Weary D., Pajor E. & Milligan B., 1997. A scientific conception of animal welfare that reflects ethical concerns. *Animal Welfare* **6**, 187–205.
- Fraser D., 2008. Understanding animal welfare. *Acta Veterinaria Scandinavica* **50** (Suppl 1), 1–7.
- Freeman R. E., 2010. *Strategic Management: A Stakeholder Approach*. Free Press/Cambridge University Press, New York.

- Frischknecht R., Jungbluth N., Althaus H.-J., Bauer C., Doka G., Dones R., Hirschler R., Hellweg S., Humbert S., Margni M. & Nemecek T., 2007. Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. *ecoinvent report 3*, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, 151 S.
- Frischknecht R., Steiner R. & Jungbluth N., 2008. Methode der ökologischen Knappheit – Ökofaktoren 2006. *Umwelt-Wissen 0906*. Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern
- Frischknecht R. & Büsser Knöpfel S., 2013. Ökofaktoren Schweiz 2013 gemäss der Methode der ökologischen Knappheit. Grundlagen und Anwendung auf die Schweiz. *Umwelt-Wissen 1330*. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- Frischknecht R., Wyss F., Büsser Knöpfel S., Lützkendorf T. & Balouktsi M., 2015. Cumulative energy demand in LCA: the energy harvested approach. *International Journal of Life Cycle Assessment 20* (7), 957–969.
- Fuhrer J., Tendall D., Klein T., Lehmann N. & Holzkämper A., 2013. Water Demand in Swiss Agriculture – Sustainable Adaptive Options for Land and Water Management to Mitigate Impacts of Climate Change. *ART-Schriftenreihe 19*, Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Zurich. 61 S.
- Gaillard G., Nemecek T., Jeanneret P., Oberholzer H. R. & Weisskopf P., 2001. Ökologische Beurteilung des Ökoprogramms zur Extensivproduktion von Getreide und Raps mittels Ökobilanzierung. Bericht zu Händen des BLW. Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau FAL, Zürich. 45 S.
- Gaillard G. & Nemecek T., 2009. Swiss Agricultural Life Cycle Assessment (SALCA): An integrated environmental assessment concept for agriculture. In: Int. Conf. "Integrated Assessment of Agriculture and Sustainable Development, Setting the Agenda for Science and Policy", Egmond aan Zee, AgSAP Office, Wageningen University, Wageningen. 134–135.
- Garrigues E., Corson M. S., Angers D. A., van der Werf H. M. & Walter C., 2012. Soil quality in Life Cycle Assessment: Towards development of an indicator. *Ecological indicators 18*, 434–442.
- Garrigues E. 2015. persönliche Mitteilung.
- Gefken A., 2012. Sozialkapital und Soziale Ungleichheit: Theorien und Forschungsstand. Universität Hamburg, Hamburg.
- Giri S. & Nejadhashemi A. P., 2014. Application of analytical hierarchy process for effective selection of agricultural best management practices. *Journal of environmental management 132*, 165–177.
- Gisi U., 1997. Bodenökologie. Georg Thieme Verlag, Stuttgart.
- Glaeser E. L. & Sacerdote B., 2000. The social consequences of housing. *Journal of Housing Economics 9*, 1–23.
- Godard C., 2008. Synthèse sur les outils et methods d'évaluation des impacts environnementaux, sociaux et territoriaux existant: Tâche 4 RMT Biomass énergie environnement et territoires.
- Goedkoop M. & Spriensma R., 1999. The Eco-indicator 99: A damage oriented method for life cycle impact assessment. PRé Consultants, Amersfoort, The Netherlands.
- Goedkoop M., Heijungs R., Huijbregts M., de Schryver A., Struijs J. & van Zelm R., 2009. ReCiPe 2008. A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. First edition. Report 1: characterisation. Ruimte en Milieu, Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Den Haag.
- Gottschalk P., Smith J., Wattenbach M., Bellarby J., Stehfest E., Arnell N., Osborn T., Jones C. & Smith P., 2012. How will organic carbon stocks in mineral soils evolve under future climate? Global projections using RothC for a range of climate change scenarios. *Biogeosciences 9* (8), 3151–3171.
- Greenstone M., 2015. If We Dig Out All Our Fossil Fuels, Here's How Hot We Can Expect It to Get? The New York Times, New York. 8.4.2015.
- Grenz J., Thalmann C., Stämpfli A., Studer C. & Häni F., 2009. RISE – a method for assessing the sustainability of agricultural production at farm level. *Rural Development News 1* (2009), 5–9.
- Grenz J., Schoch M., Stämpfli A. & Thalmann C., 2012a. Manual RISE 2.0.
- Grenz J., Schoch M. & Thalmann C., 2012b. Manual RISE 2.0.
- Grenz J., Stämpfli A. & Thalmann C., 2012c. RISE: Nachhaltige Entwicklung für Bauern und Bäuerinnen Messbar, Greifbar und Umsetzbar Machen. Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften HAFL, Zollikofen.
- Grenz J. & Thalmann C., 2013. Internationale Ansätze zur Nachhaltigkeitsbeurteilung in Landwirtschaft und Wertschöpfungsketten. Steuerungsinstrumente für eine nachhaltige Land- und Ernährungswirtschaft - Stand und Perspektiven. KTBL-Schrift, 23–33. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL), Darmstadt.
- Grenz J., 2015. persönliche Mitteilung.
- Guinée J. B. *et al.*, 2001. Life cycle assessment - An operational guide to the ISO standards. Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment (VROM) and Centre of Environmental Science (CML), Den Haag and Leiden.

- Guinée J. B. *et al.*, 2002. Handbook on life cycle assessment. Operational guide to the ISO standards. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Günther E., 2015. Resilienz. Gabler Wirtschaftslexikon. Springer Gabler, Wiesbaden.
- Gutés M. C., 1996. The concept of weak sustainability. *Ecological Economics* **17** (3), 147–156.
- Hall D. G. M., 1993. An amended functional leaching model applicable to structured soils. I. Model description. *Journal of Soil Science* **44** (4), 579–588.
- Häni F., Studer C., Thalmann C., Porsche H. & Stämpfli A., 2008. RISE – Massnahmenorientierte Nachhaltigkeitsanalyse landwirtschaftlicher Betriebe. *KTBL-Schrift* **467**. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft, Darmstadt.
- Harrison R., 1964. Animal machines: the new factory farming industry. Vincent Stuart Publishers, London.
- Hauschild M. Z. & Potting J., 2005. Spatial differentiation in life cycle impact assessment - The EDIP2003 methodology. *Environmental News* **No. 80**, The Danish Ministry of the Environment, Environmental Protection Agency, Copenhagen, 195.
- Hauschild M. Z., Potting J., Hertel O., Schöpp W. & Bastrup-Birk A., 2006. Spatial differentiation in the characterisation of photochemical ozone formation. The EDIP2003 methodology. *Int J LCA* **11** (1), 72–80.
- Heath C. A. E., Browne W. J., Mullan S. & Main D. C. J., 2014a. Navigating the iceberg: reducing the number of parameters within the Welfare Quality® assessment protocol for dairy cows. *Animal* **8** (12), 1978–1986.
- Heath C. A. E., Lin Y., Mullan S., Browne W. J. & Main D. C. J., 2014b. Implementing the Welfare Quality® in UK assurance schemes: evaluating the challenges. *Animal Welfare* **23** (1), 95–107.
- Hein G., 2015. Wie Banken Bilanzen lesen. *Agrarmanager* (1), 42–44.
- Heissenhuber A., 2000. Nachhaltige Landbewirtschaftung – Anforderungen und Kriterien aus wirtschaftlicher Sicht. *VDLUFA-Schriftenreihe* **55**, 72–82.
- Henderson A. D., Hauschild M. Z., van de Meent D., Huijbregts M. A. J., Larsen H. F., Margni M., McKone T. E., Payet J., Rosenbaum R. K. & Jolliet O., 2011. USEtox fate and ecotoxicity factors for comparative assessment of toxic emissions in life cycle analysis: sensitivity to key chemical properties. *The International Journal of Life Cycle Assessment* **16** (8), 701–709.
- Hersener J.-L., Baumgartner D. U., Dux D., Aeschbacher U., Alig M., Blaser S., Gaillard G., Glodé M., Jan P., Jenni M., Mieleitner J., Müller G., Nemecek T., Rötheli E. & Schmid D., 2011. Zentrale Auswertung von Ökobilanzen landwirtschaftlicher Betriebe (ZA-ÖB) – Schlussbericht. Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Zürich. 148 S.
- Herzog F., Steiner B., Bailey D., Baudry J., Billeter R., Bukáček R., De Blust G., De Cock R., Dirksen J. & Dormann C., 2006. Assessing the intensity of temperate European agriculture at the landscape scale. *European Journal of Agronomy* **24** (2), 165–181.
- Hoisl R., Nohl W., Zerkon S. & Zöllner G., 1987. Landschaftsästhetik in der Flurbereinigung. **Heft 11**, München.
- Holenstein H., 2010. Humusbilanz in Schweizer landwirtschaftlichen Dauerfeldversuchen. Validierung von Humusbilanzmodellen. Masterarbeit, Universität Zürich.
- Hoop D. & Schmid D., 2014. Grundlagenbericht 2013, Zentrale Auswertung der Buchhaltungsdaten. Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Ettenhausen. 270 S.
- Hoop D. & Schmid D., 2015. Grundlagenbericht 2014. Zentrale Auswertung von Buchhaltungsdaten. Agroscope, Ettenhausen. 286 S.
- Huber S., Prokop G., Arrouays D., Banko G., Bispo A., Jones R., Kibblewhite M., Lexer W., Möller A. & Rickson J., 2007. Indicators and Criteria report. ENVASSO Project (Contract 022713) coordinated by Cranfield University, UK, for Scientific Support to Policy, European Commission 6th Framework Research Programme.
- Huijbregts M. A. J., Hauschild M. Z., Jolliet O., Margin M., McKone T. E., Rosenbaum R. K. & Van de Meent D., 2010a. USEtox™ User manual. USEtox™ Team.
- Huijbregts M. A. J., Margin M., Van de Meent D., Jolliet O., Rosenbaum R. K., McKone T. & Hauschild M. Z., 2010b. USEtox™ Chemical-specific database: organics. USEtox™ Team.
- Humbert S., Margni M. & Jolliet O., 2005. IMPACT 2002+: User guide. Draft for version 2.1. EPFL, Lausanne.
- Hunziker M. & Kienast F., 1999. Potential Impacts of Changing Agricultural Activities on Scenic Beauty – a Prototypical Technique for Automated Rapid Assessment. *Landscape Ecology* **14** (2), 161–176.
- ILO, 2003. Safety Culture at Work. Safety in Numbers: Pointers for a Global Safety Culture at Work. ILO I. L. O., Genf.
- Interdepartementaler Ausschuss Nachhaltige Entwicklung, 2012. Nachhaltige Entwicklung in der Schweiz – Ein Wegweiser. IDANE, Bern.
- IPCC, 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4: Agriculture, forestry and other land use. IGES, Kanagawa.

- IPCC, 2007. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (Eds. Solomon S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor & Miller H. L.). Cambridge University Press, Cambridge and New York. 996 S.
- IPCC, 2013: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (Eds. Stocker T. F. Qin D. Plattner G.-K. Tignor M. Allen S. K. Boschung J. Nauels A. Xia Y. Bex V. & Midgley P. M.). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York. 1535 S.
- Ippolito A., Kattwinkel M., Rasmussen J. J., Schäfer R. B., Fornaroli R. & Liess M., 2015. Modeling global distribution of agricultural insecticides in surface waters. *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)* **198**, 54–60.
- Ismail J. & Ravichandran S., 2008. RUSLE2 model application for soil erosion assessment using remote sensing and GIS. *Water resources management* **22** (1), 83–102.
- Itsubo N. & Inaba A., 2003. A new LCIA method: LIME has been completed. *Int J LCA* **8** (5), 305.
- IUCLID, 2000. IUCLID CD-ROM Year 2000 edition. Public data on high volume chemicals. European Commission, Brussels.
- Izaurrealde R., Williams J. R., McGill W. B., Rosenberg N. J. & Jakas M. Q., 2006. Simulating soil C dynamics with EPIC: Model description and testing against long-term data. *Ecological Modelling* **192** (3), 362–384.
- Jarrett P. & Moeser C., 2013. The Agri-food Situation and Policies in Switzerland. *OECD Economics Department Working Papers* (No. 1086), OECD Publishing, Paris, 20 S.
- Jeanneret P., Huguenin-Elie O., Baumgartner D., Knuchel R. F., Gaillard G., Nemecek T. & Weibel P., 2007. Estimation of grassland management impact on biodiversity. Permanent and temporary grassland: plant, environment and economy. *Proceedings of the 14th Symposium of the European Grassland Federation, Ghent, Belgium, 3-5 September 2007*.
- Jeanneret P., Baumgartner D., Freiermuth Knuchel R. & Gaillard G., 2009. Methode zur Beurteilung der Wirkung landwirtschaftlicher Aktivitäten auf die Biodiversität für Ökobilanzen (SALCA-Biodiversität). Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Zürich/Ettenhausen.
- Jeanneret P., Baumgartner D. U., Knuchel R. F., Koch B. & Gaillard G., 2014. An expert system for integrating biodiversity into agricultural life-cycle assessment. *Ecological Indicators* **46**, 224–231.
- Jenkinson D. & Coleman K., 2008. The turnover of organic carbon in subsoils. Part 2. Modelling carbon turnover. *European Journal of Soil Science* **59** (2), 400–413.
- Jenny M., Stöckli S., Birrer S. & Pfiffner L., 2013a. Mit Vielfalt punkten. Bauern messen Biodiversität. *HOTSPOT* **28**, 24.
- Jenny M., Zellweger-Fischer J., Balmer O., Birrer S. & Pfiffner L., 2013b. The credit point system: an innovative approach to enhance biodiversity on farmland. *Aspects of Applied Biology* **118**, 23–30.
- Johnsen P. F., Johannesson T. & Sandøe P., 2001. Assessment of Farm Animal Welfare at Herd Level: Many Goals, Many Methods. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section A – Animal Science* **51** (sup030), 26–33.
- Jones M., 2007. Seasonality and Landscape in northern Europe: An introductory explanation. In: *Seasonal Landscapes* (Eds. Palang H., Sooväli H. & Printsmann A.). Springer, Tallinn University, Estonia, 17–60.
- Kägi T., Dinkel F., Frischknecht R., Humbert S., Lindberg J., De Mester S., Ponsioen T., Sala S. & Schenker U. W., 2016. Session “Midpoint, endpoint or single score for decision-making?” – SETAC Europe 25th Annual Meeting, May 5th, 2015. *The International Journal of Life Cycle Assessment* **21** (1), 129–132.
- Kahneman D. & Krueger A., 2006. Developments in the Measurement of Subjective Well-Being. *Journal of Economic Perspectives* **20**, 3–24.
- Kaplan R. & Kaplan S., 1989. *The Experience of Nature*. Cambridge University Press, Cambridge, New York, Port Chester, Melbourne, Sydney.
- Kienast F., Frick J. & Steiger U., 2013. Neue Ansätze zur Erfassung der Landschaftsqualität. Zwischenbericht Landschaftsbeobachtung Schweiz (LABES). *Umwelt Wissen* **Nr. 1325**.
- Kirchgessner M., Roth F. X. & Windisch W., 1993. Verminderung der Stickstoff- und Methanausscheidung von Schwein und Rind durch die Fütterung. *Tierernährung* **21**, 889–120.
- Kirchner M. K., Schulze Westerath H., Knierim U., Tessitore E., Cozzi G. & Winckler C., 2014. On-farm animal welfare assessment in beef bulls: consistency over time of single measures and aggregated Welfare Quality® scores. *animal* **8** (03), 461–469.
- Klinglmair M., Sala S. & Brandão M., 2014. Assessing resource depletion in LCA: A review of methods and methodological issues. *International Journal of Life Cycle Assessment* **19** (3), 580–592.
- Knage-Rasmussen K. M., Rousing T., Sørensen J. T. & Houe H., 2015. Assessing animal welfare in sow herds using data on meat inspection, medication and mortality. *animal* **9** (03), 509–515.

- Koch B., Jeanneret P., Baumgartner D., Walter T. & Gaillard G., 2010. Validation of a method for biodiversity assessment in LCA (SALCA-Biodiversity) using indicator species groups. In: 7th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector, Bari, 34–39.
- Kovach J., Petzoldt C., Degni J. & Tette J., 1992. A method to measure the environmental impact of pesticides. *New York's Food and Life Sciences Bulletin* Nr. 139, 1–8.
- Krause D. R., Vachon S. & Klassen R. D., 2009. Special Topic Forum on Sustainable Supply Chain Management: Introduction and Reflections on the Role of Purchasing Management. *Journal of Supply Chain Management* 45 (4), 18–25.
- Krieter J., Schnider R. & Tölle K. H., 2004. Health conditions of growing-finishing pigs in fully-slatted pens and multi-surface systems. *Deutsche Tierärztliche Wochenschrift* 111 (12), 462–466.
- KTBL, 2009. AgroXML – international standard for exchange of agricultural data. KTBL, Zugang: <http://www.agroxml.de/>
- Kuntze H., Roeschmann G. & Schwerdtfeger G., 1994. Bodenkunde, 5. neu bearbeitete und erweiterte Auflage. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Kupper T., Bonjour C., Achermann B., Rihm B., Zaucker F. & Menzi H., 2013. Ammoniakemissionen in der Schweiz 1990–2010 und Prognose bis 2020. HAFL, Bonjour Engineering, BAUFU, Meteotest, Oetiker+Partner AG, 110.
- La Fortune G. & de Looze M., 2009. Measuring Disparities in Health Status and in Access and Use of Health Care in OECD Countries. *OECD Health Working Paper* 43, Paris.
- La Placa V., McNaught A. & Knight A., 2013. Discourse on Wellbeing in Research and Practice. *International Journal of Wellbeing* 3 (1), 116–125.
- Lachat T., Burgisser L., Clerc P., Lambelet-Haueter C. & Price M. J., 2010. Wandel der Biodiversität in der Schweiz seit 1900: ist die Talsohle erreicht?, Haupt.
- Landais É., 1998. Agriculture durable : les fondements d'un nouveau contrat social? *Courrier de l'environnement de l'INRA* (33), 5–22.
- Landeshydrologie Schweiz, 2003. Wasserbilanz der Schweiz (pro Jahr). Zugang: www.trinkwasser.ch/dt/html/download/pdf/wabilanz.pdf [7 October].
- Landolt E. & Bäumler B., 2010. Flora indicativa: ökologische Zeigerwerte und biologische Kennzeichen zur Flora der Schweiz und der Alpen. Haupt Verlag, Bern, Stuttgart, Wien, 378 S.
- Landwirtschaftliche Lehrmittelzentrale (Ed.), 2000. Betriebswirtschaftliche Begriffe im Agrarbereich. Pfefferli S., LmZ, Zollikofen.
- Lassen J., Sandøe P. & Forkman B., 2006. Happy pigs are dirty! – conflicting perspectives on animal welfare. *Livestock Science* 103 (3), 221–230.
- LBV 1998: Verordnung über landwirtschaftliche Begriffe und die Anerkennung von Betriebsformen vom 7. Dezember 1998 (Stand am 1. Januar 2014). Schweizer Eidgenossenschaft [Hrsg.]. Bern.
- Le Houérou B., 2012. Diversité des méthodes de diagnostics de durabilité: Livret bibliographique 2010–2012. AgroCampusOuest.
- Lebacqz T., Baret P. & Stilmant D., 2013. Sustainability indicators for livestock farming. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 33 (2), 311–327.
- Lillywhite R. D., Keeling C., Courtney P., Lampkin N., Pearce B., Rayns F., Reed M., Schmutz U., Watson C. & Williams A., 2012. Assessing the economic, environmental and social characteristics of UK farming systems. In: 10th European International Farming Systems Association (IFSA) Symposium (Ed. IFSA), Aarhus, Denmark IFSA Europe Group.
- Linders J., Menskin H., Stephenson G., Wauchope D. & Racke K., 2000. Foliar interception and retention values after pesticide application. A proposal for standardized values for environmental risk assessment. *Pure and Applied Chemistry* 72, 2199–2218.
- Littig B. & Grießler E., 2004. Soziale Nachhaltigkeit. Bundeskammer für Arbeiter und Angestellte, Wien.
- Louwagie G., Northey G., Finn J. A. & Purvis G., 2012. Development of indicators for assessment of the environmental impact of livestock farming in Ireland using the Agri-environmental Footprint Index. *Ecological Indicators* 18, 149–162.
- Lowrance R., Hendrix P. F. & Odum E. P., 1986. A hierarchical approach to sustainable agriculture. *American Journal of Alternative Agriculture* 1 (04), 169–173.
- LwG 1998a: Bundesgesetz über die Landwirtschaft (Landwirtschaftsgesetz, LwG). Bundesversammlung [Hrsg.]. AS 1998 3033, Bern.
- LwG 1998b: Verordnung über die Beurteilung der Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft (SR 919.118). AS 1999 462, Bern.
- Magis K. & Shinn C., 2009. Emergent Principles of Social Sustainability. In: Understanding the Social Dimension of Sustainability. (Eds. Dillard J. Veronica D. & King M. C.), Routledge, New York.
- Main D. C. J., Kent J. P., Wemelsfelder F., Ofner E. & Tuytens F. A. M., 2003. Applications for methods of on-farm welfare assessment. *Animal Welfare* 12 (4), 523–528.

- Mann S. & Gazzarin C., 2004. Sustainability indicators for Swiss Dairy Farms and the general implications for business/government interdependencies. *International Review of Administrative Sciences* **70** (1), 111–121.
- Manthey R. P., 2007. Betriebswirtschaftliche Begriffe für die landwirtschaftliche Buchführung und Beratung. *Schriftenreihe des Hauptverbandes der Landwirtschaftlichen Buchstellen und Sachverständigen (HLBS)* **14**, 8., Aufl., HLBS Verlag, Sankt Augustin, 99 S.
- Marbot B., 2012. Bodenqualität in Ökobilanzen Verifizierung und Vereinfachung der Methode SALCA-SQ. *Masterarbeit, Geographisches Institut Universität Zürich*, 107.
- Marchand F., Debruyne L., Triste L., Gerrard C., Padel S. & Lauwers L., 2014. Key characteristics for tool choice in indicator-based sustainability assessment at farm level. *Ecology and Society* **19** (3).
- Marchant-Forde J. N., 2015. The science of animal behavior and welfare: challenges, opportunities and global perspective. *Frontiers in Veterinary Science* **2**.
- Markussen M. V., Kulak M., Smith L. G., Nemecek T. & Østergård H., 2014. Evaluating the sustainability of a small-scale low-input organic vegetable supply system in the United Kingdom. *Sustainability (Switzerland)* **6** (4), 1913–1945.
- Maslow A., 1943. A Theory of Human Motivation. *Psychological Review* **50**, 370–396.
- Mason G. & Mendl M., 1993. Why is there no simple way of measuring animal welfare? *Animal Welfare* **2** (4), 301–319.
- Mason G. J. & Latham N. R., 2004. Can't stop, won't stop: Is stereotypy a reliable animal welfare indicator? *Animal Welfare* **13** (Suppl.), 57–69.
- Mayoux L., 2002. What do we want to know? Selecting indicators.
- McKenzie S., 2004. Social Sustainability: Towards some Definitions. Hawke Research Institute University of South Australia, Magil.
- MEA, 2005. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Washington, D.C.
- Meadows D. H., Meadows D. L., Randers J. & Behrens W. W., 1972. The limits to growth. *New York* **102**.
- Meier H., Stehle T. & Wagner M., 2012. Oecocalc – Beispiel der Integration multipler Regressionsformeln für Arbeits- und Maschinenzeiten in ein Beratungstool. In: 18. Arbeitswissenschaftliches Kolloquium (Ed. Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART), 13./14.März, Ettenhausen, 43–49.
- Meul M., Van Passel S., Nevens F., Dessein J., Rogge E., Mulier A. & Van Hauwermeiren A., 2008. MOTIFS: A Monitoring Tool for Integrated Farm Sustainability. *Agronomy for Sustainable Development* **28**, 321–332.
- Milà i Canals L., Bauer C., Depestele J., Dubreuil A., Freiermuth Knuchel R., Gaillard G., Michelsen O., Müller-Wenk R. & Rydgren B., 2007a. Key elements in a framework for land use impact assessment within LCA. *International Journal of LCA* **12** (1), 5–15.
- Milà i Canals L., Romanyà J. & Cowell S. J., 2007b. Method for assessing impacts on life support functions (LSF) related to the use of 'fertile land' in Life Cycle Assessment (LCA). *Journal of Cleaner Production* **15** (15), 1426–1440.
- Miller K. & Burns C., 2008. Suicides on farms in South Australia. *Australian Journal of Rural Health* **16** (6), 327–331.
- Minero M., Tosi M. V., Canali E. & Wemelsfelder F., 2009. Quantitative and qualitative assessment of the response of foals to the presence of an unfamiliar human. *Applied Animal Behaviour Science* **116** (1), 74–81.
- Mitchell G., Griggs R., Benson V. & Williams J., 1998. The EPIC model: environmental policy integrated climate. *Texas Agricultural Experiment Station, Temple*.
- Miyamoto K. & Chevalier A., 2010. Education and Health. In: Improving Health and Social Cohesion through Education. OECD Publishing, Paris.
- Moldan B., Janoušková S. & Hák T., 2012. How to understand and measure environmental sustainability: Indicators and targets. *Ecological Indicators* **17**, 4–13.
- Mollenhorst H., Klootwijk C., Middelaar C. v., Zanten H. v. & Boer I. d., 2014. A novel approach to assess efficiency of land use by livestock to produce human food. In: 9th International Conference LCA of Food, 8–10 October 2014, San Francisco.
- Monteith J. L. & Moss C. J., 1977. Climate and the efficiency of crop production in Britain [and discussion]. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **281** (980), 277–294.
- Moser D., Gygax A., Bäuml B., Wyler N. & Palese R., 2002. Rote Liste der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen der Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.
- Mosimann T. & Rüttimann M., 1995. Bodenerosion selber abschätzen: ein Schlüssel für Betriebsleiter und Berater. Landwirtschaftliches Zentrum Ebenrain.
- Mosimann T. & Rüttimann M., 1996. Abschätzung der Bodenerosion und Beurteilung der Gefährdung der Bodenfruchtbarkeit: Grundlagen zum Schlüssel für Betriebsleiter und Berater; mit den

- Schätztabelle für Südniedersachsen. Geographisches Inst., Abt. Physische Geographie und Landschaftsökologie.
- Mouron P., Nemecek T., Scholz R. W. & Weber O., 2006. Management influence on environmental impacts in an apple production system on Swiss fruit farms: Combining life cycle assessment with statistical risk assessment. *Agriculture Ecosystems & Environment* **114** (2–4), 311–322.
- Mouron P., Heijne B., Naef A., Strassemeyer J., Hayer F., Avilla J., Alaphilippe A., Hoehn H., Hernandez J., Mack G., Gaillard G., Sole J., Sauphanor B., Patocchi A., Samietz J., Bravin E., Lavigne C., Bohanec M., Golla B., Scheer C., Aubert U. & Bigler F., 2012. Sustainability assessment of crop protection systems: SustainOS methodology and its application for apple orchards. *Agricultural Systems* **113**, 1–15.
- Münzel G., Guzzi Heeb S., Nadai E., Kadishi B. & Schön-Bühlmann J., 2004. Studie zum Bericht zur Freiwilligenarbeit in der Schweiz. Bundesamt für Statistik, Neuchâtel.
- Mußhoff O. & Hirschauer N., 2011. Modernes Agrarmanagement: Betriebswirtschaftliche Analyse- und Planungsverfahren. Vahlen, München.
- Mutlak N. & Schwarze R., 2007. Bausteine einer Theorie Sozialer Nachhaltigkeit. In: Jahrbuch Ökologischer Ökonomie. Band 5, 1 (Eds. Beckenbach F. Hampicke U. & Leipert C.), Metropolis Verlag, Marburg, 13–34.
- Myers N., Mittermeier R. A., Mittermeier C. G., Da Fonseca G. A. & Kent J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403** (6772), 853–858.
- Nemecek T., Huguenin-Elie O., Dubois D. & Gaillard G., 2005. Eco-efficiency in arable and grassland systems. In: International Conference of Life Cycle Management, 5.–7.9.–05, Barcelona, 431–434.
- Nemecek T. & Kägi T., 2007. Life Cycle Inventories of Swiss and European Agricultural Production Systems. Final report ecoinvent V2.0 No.15a. *ecoinvent report No. 15a*, Agroscope Reckenholz-Taenikon Research Station ART, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Zurich and Dübendorf, Switzerland.
- Nemecek T., Baumgartner D. U., Baan L. d., Crépon K., Pressenda F., Sonesson U., Davis J., Cottril B., Cechura L., Hucko J., Busquet M. & Montes M., 2008. EU grain legumes for feed uses – conclusions. *Grain Legumes* **50**, 24.
- Nemecek T., Freiermuth Knuchel R., Alig M. & Gaillard G., 2010. The advantages of generic LCA tools for agriculture: examples SALCAcrop and SALCAfarm. In: 7th Int. Conf. on LCA in the Agri-Food Sector (Ed. Notarnicola B.), Bari, Italy, 433–438.
- Nemecek T., Huguenin O., Dubois D. & Gaillard G., 2011. Life cycle assessment of Swiss farming systems: I. Integrated and organic farming. *Agricultural Systems* **104**, 217–232.
- Nemecek T., Hayer F., Bonnin E., Carrouée B., Schneider A. & Vivier C., 2015. Designing eco-efficient crop rotations using life cycle assessment of crop combinations. *European Journal of Agronomy* **65**, 40–51.
- Neyroud J., Supcik P. & Magnollay F., 1997. La part du sol dans la production integree. 1. Gestion de la matiere organique et bilan humique. *Revue suisse d'agriculture*.
- NHG 1966: Bundesgesetz über den Natur- und Heimatschutz. Eidgenossenschaft S. [Hrsg.], Bern, 1–26.
- Nordborg M., Cederberg C. & Berndes G., 2014. Modeling Potential Freshwater Ecotoxicity Impacts Due to Pesticide Use in Biofuel Feedstock Production: The Cases of Maize, Rapeseed, Salix, Soybean, Sugar Cane, and Wheat. *Environmental Science & Technology* **48** (19), 11379–11388.
- O'Sullivan M. F., Henshall J. K. & Dickson J. W., 1999. A simplified method for estimating soil compaction. *Soil and Tillage Research* **49** (4), 325–335.
- Oberholzer H., Weisskopf P., Gaillard G., Weiss F. & Freiermuth Knuchel R., 2010. Methode zur Beurteilung der Wirkungen landwirtschaftlicher Bewirtschaftung auf die Bodenqualität in Ökobilanzen.
- Oberholzer H. R., Weisskopf P., Gaillard G., Weiss F. & Freiermuth-Knuchel R. 2006: Methode zur Beurteilung der Wirkungen landwirtschaftlicher Bewirtschaftung auf die Bodenqualität in Ökobilanzen SALCA-SQ. Agroscope FAL Reckenholz, Switzerland, 98 pp.
- Oberholzer H. R., Knuchel R. F., Weisskopf P. & Gaillard G., 2012. A novel method for soil quality in life cycle assessment using several soil indicators. *Agronomy for Sustainable Development* **32** (3), 639–649.
- Oberholzer H. R., 2015. persönliche Mitteilung.
- Ode A. & Miller D., 2011. Analysing the relationship between indicators of landscape complexity and preference. *Environment and Planning B: Planning and Design* **38**, 24–40.
- OECD, 1993. Core set of indicators for environmental performance reviews. *Environment monographs* (83).
- OECD, 2001. The Well-being of Nations: The Role of Human and Social Capital. OECD Publishing, Paris.
- OECD, 2008a. Handbook on constructing composite indicators: Methodology and User guide. European Commission J. R. C., Institute for Environment and Sustainability EC-JRC-IES, OECD Publishing, Paris.

-
- OECD, 2008b. Non-income Poverty: What Can we Learn from Indicators of Material Deprivation? In: Growing Unequal?: Income Distribution and Poverty in OECD Countries. (Ed. OECD), OECD Publishing, Paris.
- OECD, 2009. Comparative Child Well-being across the OECD. In: Doing Better for Children. (Ed. OECD), OECD Publishing, Paris.
- OECD, 2010. The OECD Innovation Strategy: Getting a Head Start on Tomorrow. OECD Publishing, Paris.
- OECD, 2011a. How's Life? Measuring Well-being. OECD Publishing, Paris.
- OECD, 2011b. Society at a Glance 2011: OECD Social Indicators. OECD Publishing, Paris.
- OECD, 2011c. Towards Green Growth: Monitoring Progress – OECD Indicators. OECD Publishing, Paris.
- OECD, 2013. How's Life? 2013: Measuring Well-being. OECD Publishing, Paris.
- OECD, 2015. Agricultural Policy Monitoring and Evaluation 2015 – Highlights. OECD, Paris.
- Ofner E., 2003. Eine umfassende Analyse der Beurteilungsqualität des Tiergerechtheitsindex TGI 35 L/1996 für Rinder. In: Gumpensteiner Bautagung 2003, Gumpenstein Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft.
- Onstad M. A. & Foster G. R., 1975. Erosion modeling on a watershed. *Trans. ASAW* **18** (2), 288–292.
- Oppermann R., 2003a. Nature balance scheme for farms – evaluation of the ecological situation. *Agriculture Ecosystems & Environment* **98** (1–3), 463–475.
- Oppermann R., 2003b. Nature balance scheme for farms—evaluation of the ecological situation. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **98** (1), 463–475.
- Orians G. H., 2001. Aesthetic Factors. In: Encyclopedia of Biodiversity. (Ed. Levin S. A.), Elsevier, New York, 45–54.
- Ortiz-Pelaez A., Pritchard D. G., Pfeiffer D. U., Jones E., Honeyman P. & Mawdsley J. J., 2008. Calf mortality as a welfare indicator on British cattle farms. *The Veterinary Journal* **176** (2), 177–181.
- Paracchini M. L. & Capitani C., 2011. Implementation of an EU wide indicator for the rural-agrarian landscape. *JRC Scientific and Technical Reports*, European Union, Luxembourg.
- Paracchini M. L., Capitani C., Schmidt A. M., Anderson E., Wascher D. M., Jones P. J., Simoncini R., Carvalho Ribeiro S., Griffiths G. H., Mortimer S. R., Madeira L., Loupa Ramos. i. & Pinto Correia T., 2012. Measuring societal awareness of the rural agrarian landscape: indicators and scale issues. *JRC Scientific and Technical Reports*, European Union, Luxembourg.
- Parent-Thirion A., Macías E. F., Hurley J. & Vermeylen G., 2007. Fourth European Working Conditions Survey. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Parton W. J., Hartman M., Ojima D. & Schimel D., 1998. DAYCENT and its land surface submodel: description and testing. *Global and planetary Change* **19** (1), 35–48.
- Patzel N., Sticher H. & Karlen D. L., 2000. Soil fertility-phenomenon and concept. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* **163** (2), 129–142.
- Peltre C., Christensen B. T., Dragon S., Icard C., Kätterer T. & Houot S., 2012. RothC simulation of carbon accumulation in soil after repeated application of widely different organic amendments. *Soil Biology and Biochemistry* **52**, 49–60.
- Pelzer E., Fortino G., Bockstaller C., Angevin F., Lamine C., Moonen C., Vasileiadis V., Guérin D., Guichard L. & Reau R., 2012. Assessing innovative cropping systems with DEXiPM, a qualitative multi-criteria assessment tool derived from DEXi. *Ecological indicators* **18**, 171–182.
- Perman R., 2003. Natural resource and environmental economics. Pearson Education.
- Persson U. M., Johansson D. J. A., Cederberg C., Hedenus F. & Bryngelsson D., 2015. Climate metrics and the carbon footprint of livestock products: Where's the beef? *Environmental Research Letters* **10** (3).
- Pfister S., Koehler A. & Hellweg S., 2009. Assessing the Environmental Impacts of Freshwater Consumption in LCA. *Environ. Sci. Technol.* **43** (11), 4098–4104.
- Pfister S., Bayer P., Koehler A. & Hellweg S., 2011. Environmental Impacts of Water Use in Global Crop Production: Hotspots and Trade-Offs with Land Use. *Environmental Science & Technology* **45** (13), 5761–5768.
- Phythian C., Michalopoulou E., Duncan J. & Wemelsfelder F., 2013. Inter-observer reliability of Qualitative Behavioural Assessments of sheep. *Applied Animal Behaviour Science* **144** (1–2), 73–79.
- Plexida S. G., Sfougaris A. I., Ispikoudis I. P. & Papanastasis V. P., 2014. Selecting landscape metrics as indicators of spatial heterogeneity—A comparison among Greek landscapes. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* **26**, 26–35.
- Podinovskii V. V., 1994. Criteria importance theory. *Mathematical Social Sciences* **27**, 237–252.
- Posch M., Seppälä J., Hettelingh J. P., Johansson M., Margni M. & Jolliet O., 2008. The role of atmospheric dispersion models and ecosystem sensitivity in the determination of characterisation factors for acidifying and eutrophying emissions in LCIA. *International Journal of Life Cycle Assessment* **13** (6), 477–486.

- Potter K. N., Williams J. R., Larney F. J. & Bullock M. S., 1998. Evaluation of EPIC's wind erosion submodel using data from southern Alberta. *Canadian Journal of Soil Science* **78** (3), 485–492.
- Pradeep G., Krishnan M. N. & Vijith H., 2014. Identification of critical soil erosion prone areas and annual average soil loss in an upland agricultural watershed of Western Ghats, using analytical hierarchy process (AHP) and RUSLE techniques. *Arabian Journal of Geosciences*, 1–15.
- Prasuhn V., 2006. Erfassung der PO₄-Austräge für die Ökobilanzierung – SALCA-Phosphor. Agroscope FAL Reckenholz, Zürich, 22.
- Pretty J., Smith G., Goulding K., Groves S., Henderson I., Hine R., King V., Van Oostrum J., Pendlington D. & Vis J., 2008. Multi-year assessment of Unilever's progress towards agricultural sustainability I: indicators, methodology and pilot farm results. *International Journal of Agricultural Sustainability* **6** (1), 37–62.
- Prüss-Üstün A. & Corvalán C., 2006. Preventing Disease Through Healthy Environments: Towards an Estimate of the Environmental Burden of Disease. World Health Organization, Genf.
- PSMV 2010: Verordnung über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln (Pflanzenschutzmittelverordnung, PSMV). Bern.
- Putnam R., 1995. Bowling Alone: America's Declining Social Capital. *American Journal of Democracy* **6**, 65–78.
- Radlinsky A., Guarneri S., Theler C. & Lehmann B., 2000. Lebensqualität in der Schweizer Landwirtschaft: Grundlagenstudie für eine zukünftige Sozialberichterstattung. Institut für Agrarwissenschaft der ETH Zürich, Zürich.
- Räsänen K., Mattila T., Porvari P., Kurppa S. & Tiilikkala K., 2015. Estimating the development of ecotoxicological pressure on water systems from pesticides in Finland 2000–2011. *Journal of Cleaner Production* **89**, 65–77.
- Ravier C., Prost L., Jeuffroy M.-H., Wezel A., Paravano L. & Reau R., 2015. Multi-criteria and multi-stakeholder assessment of cropping systems for a result-oriented water quality preservation action programme. *Land Use Policy* **42**, 131–140.
- Rawls J., 1999. A Theory of Justice. Oxford University Press, Oxford.
- Regula G., Stephan R., Danuser J., Bissig B., Ledergerber U., Lo Fo Wong D. & Srärk K. D. C., 2003. Reduced antibiotic resistance to fluoroquinolones and streptomycin in 'animal-friendly' pig fattening farms in Switzerland. *Veterinary Record* **152** (3), 80–81.
- Regula G., Danuser J., Spycher B. & Wechsler B., 2004. Health and welfare of dairy cows in different husbandry systems in Switzerland. *Preventive Veterinary Medicine* **66** (1–4), 247–264.
- Reist M., Geser N., Hächler H., Schärer S. & Stephan R., 2013. ESBL-Producing Enterobacteriaceae: Occurrence, Risk Factors for Fecal Carriage and Strain Traits in the Swiss Slaughter Cattle Population Younger than 2 Years Sampled at Abattoir Level. *PLoS ONE* **8** (8), e71725.
- Renard K. & Ferreira V., 1993. RUSLE model description and database sensitivity. *Journal of Environmental Quality* **22** (3), 458–466.
- Renaud-Gentié C., Dijkman T. J., Bjorn A. & Birkved M., 2014. Modeling pesticides emissions for Grapevine Life Cycle Assessment: adaptation of Pest-LCI model to viticulture. In: LCA Food 2014 (Eds. Schenck R. & Huizenga D.), 8–10 October 2014, Proceedings of the 9th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector, 1075–1085.
- Richner W., Oberholzer H.-R., Freiermuth Knuchel R., Huguenin O., Ott S., Walther U. & Nemecek T., 2014. Modell zur Beurteilung des Nitratauswaschungspotenzials in Ökobilanzen – SALCA-NO₃. Unter Berücksichtigung der Bewirtschaftung (Fruchtfolge, Bodenbearbeitung, N-Düngung), der mikrobiellen Nitratbildung im Boden, der Stickstoffaufnahme durch die Pflanzen und verschiedener Bodeneigenschaften. *Agroscope Science* **5**, Agroscope, Zürich. 60 S.
- Riegel M. & Schick M., 2007. Working-time Requirement in Agriculture-Recording Method, Model Calculation and Work Budget. In: Proceedings of the Biennial Conference of the Australian Society for Engineering in Agriculture (SEAg) (Eds. Banhazi T. & Saunders C.), 23–26 September, Adelaide. 329–330.
- Rockström J., Steffen W., Noone K., Persson Å., Chapin III F. S., Lambin E., Lenton T. M., Scheffer M., Folke C. & Schellnhuber H. J., 2009. Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity. *Ecology and Society* **14** (2), 32.
- Rosenbaum R. K. *et al.*, 2008. USEtox – the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment* **13** (7), 532–546.
- Rosenbaum R. K. *et al.*, 2015. The Glasgow consensus on the delineation between pesticide emission inventory and impact assessment for LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment* **20**, 765–776.
- Ross D., 2013. Social Sustainability. In: Encyclopedia of Corporate Social Responsibility. (Eds. Idowu S. O., Capaldi N. Zu L. & Das Gupta A.), Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg, 2245–2249.

- Rossier R. & Reissig L., 2014. Beitrag der Bäuerinnen für die landwirtschaftlichen Familienbetriebe in der Schweiz. *Agroscope Transfer* **21**, Agroscope, Ettenhausen.
- Rousing T. & Wemelsfelder F., 2006. Qualitative assessment of social behaviour of dairy cows housed in loose housing systems. *Applied Animal Behaviour Science* **101** (1–2), 40–53.
- Rugani B. & Benetto E., 2012. Improvements to emergy evaluations by using life cycle assessment. *Environmental Science and Technology* **46** (9), 4701–4712.
- Rushen J. & Passillé A. M. B. d., 1992. The scientific assessment of the impact of housing on animal welfare: A critical review. *Canadian Journal of Animal Science* **72** (4), 721–743.
- Saaty T. L., 1990. How to make a decision: the analytic hierarchy process. *European journal of operational research* **48** (1), 9–26.
- Sadok W., Angevin F., Bergez J.-E., Bockstaller C., Colomb B., Guichard L., Reau R., Messéan A. & Doré T., 2009. MASC, a qualitative multi-attribute decision model for *ex ante* assessment of the sustainability of cropping systems. *Agronomy for Sustainable Development* **29** (3), 447–461.
- Saisana M. & Tarantola S., 2002. State-of-the-art report on current methodologies and practices for composite indicator development. European Commission, Joint Research Centre, Ispra.
- Saito E. K., Shea S., Jones A., Ramos G. & Pitesky M., 2015. A cooperative approach to animal disease response activities: Analytical hierarchy process (AHP) and vvIBD in California poultry. *Preventive veterinary medicine* **121** (1), 123–131.
- Schader C., Grenz J., Meier M. S. & Stolze M., 2014. Scope and precision of sustainability assessment approaches to food systems. *Ecology and Society* **19** (3).
- Schader C.; Baumgart L., Landert J., Muller A., Ssebunya B., Blockeel J., Weissshaidinger R., Petrasek R., Mészáros D., Padel S., 2016. Using the Sustainability Monitoring and Assessment Routine (SMART) for the Systematic Analysis of Trade-Offs and Synergies between Sustainability Dimensions and Themes at Farm Level. *Sustainability*, **8** (3), 274.
- Schauer T., 2002. Perspektiven für die biologische und kulturelle Diversität in einer globalisierten Informationsgesellschaft. Universitätsverlag, Ulm.
- Schippmann U., Leaman D. J. & Cunningham A., 2002. Impact of cultivation and gathering of medicinal plants on biodiversity: global trends and issues. *Biodiversity and the ecosystem approach in agriculture, forestry and fisheries*, Satellite event on the occasion of the Ninth Regular Session of the Commission on Genetic Resources for Food and Agriculture, 12–13 October 2002, FAO, Rome.
- Schmid D. & Kurmann A., 2013. Eigenkapital – ohne geht's nicht. *UFA-Revue* **7–8**, 12–13.
- Schneider L., Berger M. & Finkbeiner M., 2015. Abiotic resource depletion in LCA – background and update of the anthropogenic stock extended abiotic depletion potential (AADP) model. *International Journal of Life Cycle Assessment* **20** (5), 709–721.
- Schnell R., Hill P. B. & Esser E., 2011. Methoden der empirischen Sozialforschung. Oldenbourg Verlag.
- Schumpeter J. A., 2005. Kapitalismus, Sozialismus und Demokratie. Francke, Tübingen.
- Schüpbach B., Junge X., Briegel R., Lindemann-Matthies P. & Walter T., 2009. Ästhetische Bewertung landwirtschaftlicher Kulturen durch die Bevölkerung. *ART-Schriftenreihe* **10**, Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Ettenhausen. 122 S.
- Schüpbach B., Junge X., Lindemann-Matthies P. & Walter T., 2016. Seasonality, diversity and aesthetic valuation of landscape plots: An integrative approach to assess landscape quality on different scales. *Land Use Policy* **53**, 27–35.
- Schweizerische Nationalbank (SNB), 2015. Zinssätze und Devisenkurse. SNB, Bern. Zugang: <http://www.snb.ch/de/i/about/stat/statpub/akziwe/stats/akziwe> [01.09.2015].
- Schweizerischer Bauernverband, 2013. Situationsbericht 2013 – Erfolgsmodell: der bäuerliche Familienbetrieb. Situationsbericht. SBV, Brugg.
- Scott E. M., Nolan A. M. & Fitzpatrick J. L., 2001. Conceptual and Methodological Issues Related to Welfare Assessment: A Framework for Measurement. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section A – Animal Science* **51** (sup030), 5–10.
- Semmer N. K. & Kottwitz M. U., 2011. Auswirkungen von Freizeit auf Gesundheit und Produktivität. Institut für Psychologie, Universität Bern, Bern.
- Sen A., 1999. Development as Freedom. Oxford University Press, Oxford.
- Seppälä J., Posch M., Johansson M. & Hettelingh J. P., 2006. Country-dependent characterisation factors for acidification and terrestrial eutrophication based on accumulated exceedance as an impact category indicator. *International Journal of Life Cycle Assessment* **11** (6), 403–416.
- Singh R. K., Murty H. R., Gupta S. K. & Dikshit A. K., 2009. An overview of sustainability assessment methodologies. *Ecological Indicators* **9** (2), 189–212.
- Smyth A. & Dumanski J., 1993. FESLM: An international framework for evaluating sustainable land management. FAO, Rome.

- Sørensen J. T. & Fraser D., 2010. On-farm welfare assessment for regulatory purposes: Issues and possible solutions. *Livestock Science* **131** (1), 1–7.
- Sotocle C. O., Williams J. R., Rosenberg N. J. & Jones C. A., 1992. A method for estimating the direct and climatic effects of rising atmospheric carbon dioxide on growth and yield of crops: Part I – Modification of the EPIC model for climate change analysis. *Agricultural Systems* **38** (3), 225–238.
- Spellerberg I. F. & Fedor P. J., 2003. A tribute to Claude Shannon (1916–2001) and a plea for more rigorous use of species richness, species diversity and the ‘Shannon–Wiener’ Index. *Global Ecology and Biogeography* **12** (3), 177–179.
- Spooler H., De Rosa G., Hörning B., Waiblinger S. & Wemelsfelder F., 2003. Integrating parameters to assess on-farm welfare. *Animal Welfare* **12** (4), 529–534.
- Steen B., 1999. A systematic approach to environmental priority setting in product development (EPS). *CPM Report 1999:5*. Chalmers University of Technology, Göteborg.
- Sterman J. D., 2000. Business dynamics: systems thinking and modeling for a complex world. Irwin/McGraw-Hill, Boston.
- Stobbelaar D. J., Hendriks K. & Stortelder A., 2004. Phenology of the landscape: the role of organic agriculture. *Landscape Research* **29** (2), 153–179.
- Stobbelaar D. J. & Hendriks K., 2007. Seasonality of Agricultural Landscapes: Reading Time and Place by Colours and Shapes. In: Seasonal Landscapes. *Landscapes Series 7*, 103–126 (Eds. Palang H. Sooväli H. & Printsmann A.). Springer, Tallinn University, Estonia.
- Terrier M., Gasselin P. & Le Blanc J., 2010. Évaluer la durabilité des système d’activités des ménages agricoles pour accompagner les projets d’installation en agriculture: La méthode EDEMA. ISDA. Cirad-Inra-SupAgro, Montpellier.
- Thalmann C. & Grenz J., 2013. Factors affecting the implementation of measures for improving sustainability on farms following the RISE sustainability evaluation. In: Methods and Procedures for Building Sustainable Farming Systems. Springer, 107–121.
- Thalmann C., 2015. persönliche Mitteilung.
- The Crop Site, 2015. Growing more food with less water. Zugang: <http://www.thecropsite.com/focus/5m/50/growing-more-food-with-less-water-improving-water-usage-in-agriculture> [7.10.2015].
- Tuytens F. A. M., 2005. The importance of straw for pig and cattle welfare: A review. *Applied Animal Behaviour Science* **92** (3), 261–282.
- Tuytens F. A. M., Vanhonacker F., Van Poucke E. & Verbeke W., 2010. Quantitative verification of the correspondence between the Welfare Quality® operational definition of farm animal welfare and the opinion of Flemish farmers, citizens and vegetarians. *Livestock Science* **131** (1), 108–114.
- Tveit M., Ode A. & Fry G., 2006. Key Concepts in a Framework for Analysing Visual Landscape Character. *Landscape Research* **31** (3), 229–255.
- UN, 1987. Our Common Future: Report of the World Commission on Environment and Development. United Nations UN.
- UNECE, 2010. Measuring Quality of Employment: Country Pilot Reports. United Nations Economic Commission for Europe UNECE, Genf.
- USDA-ARS, 2008. User's Reference Guide. Revised Universal Soil Loss Equation, Version 2 (RUSLE2). USDA Agricultural Research Service, Washington, D.C. 431 S.
- USG, 1983. Bundesgesetz über den Umweltschutz vom 7. Oktober 1983. Bundesversammlung der Schweizerischen Eidgenossenschaft, Bern.
- VBBö, 1998. Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBö). SR 814.12, Schweizerischer Bundesrat Bern. 12 S.
- Vilain L., 2008. La méthode IDEA: indicateurs de durabilité des exploitations agricoles. Educagri Editions, Dijon.
- Vrolijk H. C. J., de Bont C. J. A. M., Blokland P. W. & Soboh R. A. M. E., 2010. Farm viability in the European Union – Assessment of the impact of changes in farm payments. LEI report 2010-011. Wageningen UR, Wageningen.
- Wagner A., 2011. Jenseits der Idylle – psychosoziale Belastung unter Landwirten. Diplomarbeit, Universität Wien.
- Waiblinger S., Knierim U. & Winckler C., 2001. The Development of an Epidemiologically Based On-Farm Welfare Assessment System for use with Dairy Cows. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section A – Animal Science* **51** (S30), 73–77.
- Wallace C. A., Sperber W. H. & Mortimore S. E., 2010. Food Safety for the 21st Century: Managing HACCP and Food Safety throughout the Global Supply Chain. Wiley-Blackwell, Oxford.
- Walter T., Eggenberg S., Gonseth Y., Fivaz F., Hedinger C., Hofer G., Klieber-Kühne A., Richner N., Schneider K. & Szerencsits E., 2013. Operationalisierung der Umweltziele Landwirtschaft: Bereich

- Ziel- und Leitarten, Lebensräume (OPAL). *ART-Schriftenreihe* **18**. Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon, Zürich.
- Wang X., Potter S., Williams J., Atwood J. D. & Pitts T., 2006. Sensitivity analysis of APEX for national assessment. *Transactions of the ASABE (American Society of Agricultural and Biological Engineers)* **49** (3), 679.
- Wang X., Williams J., Gassman P., Baffaut C., Izaurrealde R., Jeong J. & Kiniry J., 2012. EPIC and APEX: Model use, calibration and validation. *Transactions of the ASABE (American Society of Agricultural and Biological Engineers)* **55** (4), 1447–1462.
- Wang X., Yen H., Liu Q. & Liu J., 2014. An auto-calibration tool for the Agricultural Policy Environmental eXtender (APEX) model. *Transactions of the ASABE (American Society of Agricultural and Biological Engineers)* **57** (4), 1087–1098.
- Warr P. B., 1999. Well-being and the Workplace. In: Well-being: The Foundation of Hedonic Psychology. (Eds. Diener D. & Schwarz N.). Russell Sage Foundation, New York. 392–412.
- Watzka C., 2008. Sozialstruktur und Suizid in Österreich: Ergebnisse einer epidemiologischen Studie für das Land Steiermark. VS Verlag für Sozialwissenschaften, Wiesbaden.
- WBCSD, 2013. Measuring Socio-economic Impact: A Guide for Business. World Business Council for Sustainable Development WBCSD, Genf/Washington.
- Weber M., 2015. Soziologische Grundbegriffe. Hofenber, Berlin.
- Welfare Quality®, 2009a. Assessment Protocol for Poultry. Welfare Quality® consortium, Lelystad.
- Welfare Quality®, 2009b. Assessment of Animal Welfare Measures for Sows, Piglets and Fattening Pigs. Miele M. & Roex J. *Welfare Quality Reports* **10**. School of City and Regional Planning, Cardiff .
- Welfare Quality®, 2009c. Assessment of Animal Welfare Measures for Layers and Broilers. Miele M. & Roex J.: *Welfare Quality Reports* **9**, School of City and Regional Planning, Cardiff .
- Welfare Quality®, 2009d. Assessment Protocol for Pigs. Welfare Quality® consortium, Lelystad.
- Welfare Quality®, 2009e. Assessment Protocol for Cattle. Welfare Quality® consortium, Lelystad.
- Welfare Quality®, 2009f. Assessment of Animal Welfare Measures for Dairy Cattle, Beef Bulls and Veal Calves. Miele M. & Roex J. *Welfare Quality Reports* **11**. School of City and Regional Planning, Cardiff.
- Wemelsfelder F., Hunter E. A., Mendl M. T. & Lawrence A. B., 2000. The spontaneous qualitative assessment of behavioural expressions in pigs: first explorations of a novel methodology for integrative animal welfare measurement. *Applied Animal Behaviour Science* **67** (3), 193–215.
- Wemelsfelder F., Hunter T. E. A., Mendl M. T. & Lawrence A. B., 2001. Assessing the ‘whole animal’: a free choice profiling approach. *Animal Behaviour* **62** (2), 209–220.
- Wemelsfelder F. & Lawrence A. B., 2001. Qualitative Assessment of Animal Behaviour as an On-Farm Welfare-monitoring Tool. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section A – Animal Science* **51** (sup030), 21–25.
- Wenk C., 2001. The role of dietary fibre in the digestive physiology of the pig. *Animal Feed Science and Technology* **90**, 21–33.
- Westbury D. B., Park J. R., Mauchline A. L., Crane R. T. & Mortimer S. R., 2011. Assessing the environmental performance of English arable and livestock holdings using data from the Farm Accountancy Data Network (FADN). *Journal of Environmental Management* **92** (3), 902–909.
- Wetterich F. & Haas G., 1999. Ökobilanz Allgäuer Grünlandbetriebe: Intensiv – Extensiviert – Ökologisch. Köpke U. Schriftenreihe für Organischen Landbau. Köster, Berlin.
- WHO, 1948. Constitution of the World Health Organization. WHO, Genf.
- Wiesinger G., 2005. Landwirtschaft zwischen Tradition und Moderne – Über den Struktur und Wertewandel in der bäuerlichen Lebenswelt. *Agrarökonomie zwischen Vision und Realität* **10**, 165–180.
- Williams J. R., 1975. Sediment yield predictions with Universal equation using runoff energy factor. Present and Prospective Technology for Predicting Sediment Yields and Sources ARS-S-40, U.S. Dep. Agric., Washington, D.C.
- Williams J. R., Arnold J. G., Srinivasan R. & Ramanarayanan T. S., 1998. APEX: A new tool for predicting the effects of climate and CO₂ changes on erosion and water quality. In: Modelling Soil Erosion by Water. Springer, 441–449.
- Wilson S. H. & Walker G. M., 1993. Unemployment and Health: A Review. *Public Health* **107**, 153–162.
- Wirth P., Nyfeler D. & Rohrer J., 2015. Merkblatt Buntbranche. Bildungs- und Beratungszentrum Arenenberg.
- Wischmeier W. H. & Smith D. D., 1978. Predicting Rainfall Erosion Losses: A Guide to Conservation Planning., *Agricultural Handbook* **537**, 58. U.S. Department of Agriculture, Washington, D. C.
- Wittmer I., Moschet C., Simovic J., Singer H., Stamm C., Hollender J., Junghans M. & Leu C., 2014. Über 100 Pestizide in Fliessgewässern. *Aqua & Gas* **3**, 32–43.
- Wöhe G. & Döring U., 2010. Einführung in die Allgemeine Betriebswirtschaftslehre. 24., vollst. neu bearb. Aufl., Verlag Franz Vahlen, München.

-
- World Energy Council, 2013. World Energy Resources – 2013 Survey. London, 468 S.
- Zahm F., Viaux P., Vilain L., Girardin P. & Mouchet C., 2008. Assessing farm sustainability with the IDEA method – from the concept of agriculture sustainability to case studies on farms. *Sustainable Development* **16** (4), 271–281.
- Zahm F., 2013. Contribution de la méthode IDEA à la prise en compte des dimensions sociales et économiques dans l'analyse multicritère de la durabilité en agriculture. INRA, Rennes.
- Zapf R., Schultheiß U., Doluschitz R., Oppermann R. & Döhler H., 2009a. Nachhaltigkeitsbewertungssysteme – Allgemeine Anforderungen und vergleichende Beurteilung der Systeme RISE, KSNL und DLG-Zertifizierungssystem für nachhaltige Landwirtschaft. *Berichte über Landwirtschaft* **87** (3), 402–427.
- Zapf R., Schultheiß U., Oppermann R., Van den Weghe H., Döhler H. & Doluschitz R., 2009b. Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Betriebe. *KTBL-Schrift* **473**. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL), Darmstadt.
- Zapf R. & Schultheiß U., 2013. Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Betriebe. KTBL-Fachartikel. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL), Darmstadt.



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Eidgenössisches Departement für
Wirtschaft, Bildung und Forschung WBF
Agroscope
